

MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA
DOKTORI ÉRTÉKEZÉS

**TOXIKUS ELEMEEK AKKUMULÁCIÓJA,
FITOINDIKÁCIÓJA ÉS FITOREMEDIÁCIÓJA
A TALAJ-NÖVÉNY RENDSZERBEN**

Simon László
Nyíregyházi Főiskola

Nyíregyháza
2006

TARTALOMJEGYZÉK

	Oldal
1. BEVEZETÉS	1
Célkitűzések	4
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
2.1. Talajsavanyodás, talajszennyeződés (hazai helyzet és a hazai kutatások)	5
2.2. Alumínium a talajokban és a növényekben	10
2.3. Nehézfémek a talajokban és a növényekben	12
2.3.1. Cink a talajokban és a növényekben	15
2.3.2. Kadmium a talajokban és a növényekben	16
2.3.2.1. Kadmium a napraforgóban	19
2.3.3. Króm a talajokban és a növényekben	20
2.3.4. Nikkel a talajokban és a növényekben	21
2.3.5. Réz a talajokban és a növényekben	22
2.3.6. Ólom a talajokban és a növényekben	24
2.4. Nehézfémek a szennyvíziszapokban	26
2.5. Nehézfém-szennyeződés fitoindikációja	28
2.6. Nehézfémekkel szennyezett talaj és víz fitoremediációja	30
2.6.1. Fitoextrakció	32
2.6.2. Fitofiltráció	35
2.6.3. Fitostabilizáció	38
3. KÍSÉRLETI ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK	41
3.1. Paradicsom alumíniumtoxicitásának vizsgálata	41
3.2. Napraforgó kadmiumakkumulációjának vizsgálata	42
3.3. Árpa, búza és kukorica nehézfém-akkumulációjának vizsgálata szennyvíziszap komposzttal kezelt talajból	45
3.3.1. Tenyészedényes kísérlet tavaszi búzával, tavaszi árpával és kukoricával	45
3.3.2. Szabadföldi kísérlet kukoricával	46
3.4. Kadmiumszennyeződés fitoindikációjának vizsgálata	47
3.5. Városi talajok nehézfém-, nátrium- és kénszennyezettségének fitoindikációja	49
3.5.1. Aktív monitoring levélcikóriával	49
3.5.2. Passzív monitoring mezei katánggal	51
3.6. Galvániszap és szennyvíziszap komposzt okozta talaj nehézfém-szennyeződés vizsgálata fitoindikációval	52
3.6.1. Tenyészedényes kísérletek galvániszappal szennyezett talajjal	52
3.6.2. Tenyészedényes kísérlet települési szennyvíziszap komposzttal szennyezett talajjal	54
3.7. Mezőgazdasági növények passzív nehézfém fitoextrakciójának vizsgálata	55
3.8. Krómmal szennyezett talaj indukált fitoextrakciójának vizsgálata	56
3.8.1. Pikolinsav és króm(III)-pikolinát hatásának vizsgálata a takarmányretek krómfelvételére	56

	Oldal
3.8.2. Pikolinsav krómmobilizáló hatásának vizsgálata különféle krómszennyezett közegekből takarmányretek és komatsuna jelzőnövényekkel	57
3.9. Nehézfémekkel szennyezett talajok folyamatos fitoextrakciójának vizsgálata	60
3.10. Kadmiummal és nikkellel szennyezett víz rizofiltrációjának vizsgálata	61
3.11. Nehézfémekkel szennyezett bányameddő fitostabilizációjának vizsgálata	64
3.12. Növényminták előkészítése az elemanalízishez, szárazanyag-tartalom meghatározás, a minták feltárása	68
3.13. Talaj-, szennyvíziszap komposzt-, bányameddő-, és zeolitminták előkészítése és feltárása az elemanalízishez	69
3.14. A növény-, talaj-, szennyvíziszap komposzt-, bányameddő-, és zeolitminták elemanalízise	70
3.15. A mérési adatok statisztikai elemzése	71
4. TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELESÜK	72
4.1. PARADICSOM ALUMÍNIUMTOXICITÁSA	72
4.1.1. Alacsony pH hatása a paradicsom fejlődésére, alumíniummérgezés tünetei a paradicsomon	72
4.1.2. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsom szárazanyag-hozamára	72
4.1.3. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsom elemfelvételére	74
4.1.4. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsomlevél gázcseréjére és klorofilltartalmára	75
4.1.5. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsomgyökér enzimaktivitására	76
4.2. MEZŐGAZDASÁGI NÖVÉNYEK NEHÉZFÉM-AKKUMULÁCIÓJA	77
4.2.1. Napraforgó kadmiumakkumulációja	77
4.2.2. Tavaszi búza, tavaszi árpa és kukorica nehézfém-akkumulációja szennyvíziszap komposztból	81
4.2.2.1. Tenyészedényes kísérletek eredményei	81
4.2.2.2. Szabadföldi kísérletek eredményei	85
4.3. NEHÉZFÉM-SZENNYEZŐDÉS FITOINDIKÁCIÓJA	89
4.3.1. Kadmiumszennyeződés fitoindikációja levélcikóriával és gyermekláncfűvel	89
4.3.2. Városi talajok nehézfém-, nátrium- és kénszennyezettségének fitoindikációja mezei katánggal és levélcikóriával	94
4.3.3. Galvániszap és szennyvíziszap komposzt okozta talaj nehézfém-szennyeződés fitoindikációja levélcikóriával	100
4.4. NEHÉZFÉMEKKEL SZENNYEZETT TALAJOK FITOREMEDIÁCIÓJA	115
4.4.1. Mezőgazdasági növényfajok passzív nehézfém fitoextrakciója	115
4.4.2. Krómmal szennyezett talaj indukált fitoextrakciója pikolinsavval	119
4.4.3. Nehézfémekkel szennyezett talaj folyamatos fitoextrakciója	126

osztrák tarsókéval	
4.4.4. Kadmiummal és nikkellel szennyezett víz rizofiltrációja	129
4.4.5. Nehézfémekkel szennyezett bányameddő fitostabilizációja	133
	Oldal
4.4.5.1. Különféle adalékanyagok és a vörös csenkesz szerepe a gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémek stabilizációjában	133
4.4.5.2. Adalékanyagok, vörös csenkesz és a vele szimbiózisban élő arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémek stabilizációjában	141
5. ÖSSZEFOGLALÁS	147
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	155
A tudományos eredmények gyakorlati jelentősége	156
Az akadémiai doktori értekezésben összefoglalt kutatások támogatói	157
Köszönetnyilvánítás	158
7. IRODALOMJEGYZÉK	I-XXIV
8. MELLÉKLETEK (I-V.)	
9. FOTÓK (1-24.)	

RÖVIDÍTÉSEK

A – CO₂ asszimiláció sebessége

cc. – koncentráció

C_i – intercelluláris CO₂ koncentráció

cv. (convarietas) – fajta, genotípus

DTPE (angolul DTPA) – dietilén-triamin-pentaecetsav

E – transzspiráció sebessége

EDTE (angolul EDTA) – etilén-diamin-tetraecetsav (Selecton-B, C₁₀H₁₆O₈N₂)

EGTE – etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)-tetraecetsav

F – F-eloszlású valószínűségi változó

g – levélkonduktancia

GF-AAS – „grafite furnace atomic absorption spectrometry”, grafitkemencés atomabszorpciós spektrometria

ICP-OES – „inductively coupled plasma optical emission spectrometry”, indukzív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria

k.h.a. – kimutatási határ alatt.

m/m % – tömegszázalék

n – megfigyelési adatok száma, mintaelem-szám

n.sz. – nem szignifikáns

P vagy **Prob** – valószínűség

r – korrelációs együttható

r² – determinációs együttható

sz.a. – szárazanyag

SZD – szignifikáns differencia

Tris – trisz(hidroxi-metil)-amino-metán

v/v % – térfogatszázalék

WUE – vízhasznosítási együttható

1. BEVEZETÉS

A *talaj* a földtani közeg legfelső rétege, amely ásványi részecskékből, szerves anyagból, vízből, levegőből és élő szervezetekből áll. A talaj *ökológiai funkciói* közé tartozik a biomassza termelés, a szűrő, kiegyenlítő, átalakító, és raktározó szerep, az ökológiai élettér, és a genetikai tartalék képzése. A *termékenység* a talaj legfontosabb tulajdonsága, a talaj a növényeket tápanyagokkal és vízzel látja el. A talaj, összetettsége következtében, rendkívül sérülékeny ökológiai rendszer. *Talajdegradáció* minden olyan folyamat, mely a talaj termékenységét csökkenti, minőségét rontja, illetve a funkcióképességét korlátozza, vagy a talaj teljes pusztulásához vezet (pl. a víz- és szélrózsió, az elsősodás, szikesedés, *talajsavanyodás*, a talajszerkezet romlása, az elmocsarasodás, a talaj puffer-kapacitásának romlása és a *talajszennyeződés*) (KÁDÁR, 1995; NÉMETH et al., 2000; SIMON, 1999; THYLL, 1996; VERMES, 1995; VÁRALLYAY, 2005ab; VÁRALLYAY et al., 1993).

A *talajsavanyodás* napjaink egyik legsúlyosabb globális környezeti problémája, hazánk termőtalajait is ez veszélyezteti a legnagyobb mértékben; 2,3 millió hektárt érint a fokozatos elsavanyodás (MÁRKUS, 1992; THYLL, 1996; VÁRALLYAY et al., 1993). Az elmúlt évtizedekben gyorsult fel ez a folyamat, mely döntően emberi eredetű, antropogén okokra (hibás műtrágyázási és szervesanyag-eltávolítási gyakorlat, kalcium-karbonát visszapótlás hiánya, légköri savas ülepedés, savas esők) vezethető vissza. A savanyú talajokon termesztett növények termőképességét a talajélet gyengülése, a talajszerkezet romlása, a víz- és tápanyagmegőrző képesség csökkenése, az esszenciális tápelemek (pl. Ca, Mg, P, Mo) hiánya, és a mangán- valamint a nehézfém-mérgezés mellett az *alumíniumtoxicitás* gátolja. A növények alumínium-mérgezésével – mely potenciálisan a világ szántóterületének 40 %-át veszélyezteti – elsősorban 5,0-ös pH érték alatt kell számolnunk (WRIGHT, 1989).

A *talajszennyeződés* az a folyamat, mely során a talaj természetes viszonyok között kialakult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai jelentős mértékben és kedvezőtlen arányban változnak meg, az ökológiai talajfunkciók károsodnak. Talajszennyeződést okozhat a *kémiai összetevők* (toxikus elemek, toxikus vegyületek felhalmozódása), és a biológiai összetevők megváltozása (VERMES, 1995; SIMON, 1999). A talajszennyeződés legfontosabb forrásai természetes és emberi (antropogén) eredetűek lehetnek, melyek pontszerű vagy nem pontszerű (diffúz) talajszennyeződést okoznak. *Antropogén pontszerű talajszennyeződést* okozhatnak a szennyvizek, szennyvíziszapok, a hígtrágyák, az istállótrágyák, a hulladékok (folyékony, szilárd) és a termelési (ipari) emissziók. *Antropogén, diffúz szennyeződés* alakulhat ki a légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés következtében, a

mezőgazdasági vegyszerek (műtrágyák, növényvédő szerek, csávázó szerek) felhasználása, valamint a közlekedés, atomrobbantások, nukleáris balesetek miatt. Antropogén tevékenység következtében *nehézfémek*, radioaktív szennyezőanyagok, szerves makroszennyezők, kőolaj és kőolajszármazékok, szerves mikroszennyezők, peszticidek és biológiai szennyezőanyagok kerülhetnek a talajba és a környezet más elemeibe (KÁDÁR, 1995; SIMON, 1999; THYLL, 1996; VERMES, 1995).

Kémiai értelemben *nehézfémeknek* azokat a fémeket nevezzük, amelyek sűrűsége 5 g cm^{-3} -nél, rendszáma 20-nál nagyobb. Napjainkban a nehézfém kifejezés a köznapi szóhasználatban összekapcsolódott a *toxikus elem* fogalommal, nehézfémek alatt olyan fémeket vagy félfémeket értünk, amelyek biológiai hatása bizonyos koncentráció-tartományban, illetve a fölött negatív. Az ipari forradalom óta egyre nagyobb mértékben kerülnek be a környezetbe nehézfémek. A termőtalajok, a talajvíz és a felszíni vizek elszennyeződése nehézfémekkel súlyos környezetkárosodást okozhat, és veszélyezteti az élőlények egészségét. A legtöbb problémát hazánkban is a környezetbe került ólom (Pb), kadmium (Cd), higany (Hg), réz (Cu), króm (Cr), nikkel (Ni) és cink (Zn) okozza (KÁDÁR, 1995; SIMON, 1999).

A fent ismertetett antropogén hatások következtében a termőtalajok mikroelem mérlege általában pozitív – a talajokba időegység alatt több nehézfém kerül be, mint amennyi onnan eltávozik. A nehézfémek legtöbbször a feltalajban dúsulnak fel (*akkumulálódnak*), ahol a talajkolloidokhoz kötődnek. A talaj egy bizonyos határig pufferként viselkedik, megköti a nehézfémeket és így tompítja azok hatását, majd egy későbbi időpontban önmaga is szennyezővé válhat. A talajsavanyodással a nehézfémek mobilizálódnak és megjelennek a talajoldatban és a talajvízben. Innen a talaj mikroorganizmusai és a növények gyökerei veszik fel a nehézfémeket, melyek bekerülnek a táplálékláncba, komoly veszélyt jelentve az emberi és állati szervezetre (KÁDÁR, 1995; SIMON, 1999).

A fizikai és kémiai mérőműszerek pontos mennyiségi adatokat szolgáltatnak ugyan a különböző szennyező anyagokról, azonban nem adnak egzakt képet az élő szervezeteket érő szennyeződés mértékéről, illetve az előidézett hatásról. A biomonitoring vizsgálatok során alkalmazott *jelzőszervezetek* (pl. *fitoindikátorok*) a környezet állapotát jelzik, és adatokat szolgáltatnak a környezet terhelése és az élővilág közötti kapcsolatokról. Minden élő szervezet (mint nyílt rendszer) a környezet hatásaira, mint ingerekre reagál. Mivel a felvett ingerek reakciókat váltanak ki, ez a bioindikáció információt ad a környezet változásáról és terheléséről (KOVÁCS et al., 1986).

A *remediáció* kifejezés a szennyezett terület rendbehozatalát, „megjavítását”, „meggyógyítását” jelenti, a latin *remedium* = gyógyszer, orvosság, orvoslás kifejezés alapján.

Ezt a szakkifejezést használjuk arra a tevékenységre, amikor a talajt szennyező vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, melynek kockázata már elfogadható. A *fitoremediáció* során a természetben előforduló vagy génszétválasztási úton előállított növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket (talajt, talajvizet, felszíni vizet, ipari szennyvizet, levegőt) a szervetlen vagy szerves, kémiai jellegű szennyező anyagoktól. A fitoremediáción belül több eljárás alakult ki az elmúlt időszakban, amelyek közül a *fitoextrakció*, *rizofiltráció*, fitovolatilizáció, fitodegradáció és a *fitostabilizáció* a legigéretesebb. A *fitoextrakció* során intenzív ásványi anyagcserét folytató vagy nagy biomasszát képező növényekkel (*passzív fitoextrakció*), valamint hiperakkumulációra képes növényekkel vonják ki a nehézfémeket a talajból (*folyamatos fitoextrakció*), illetve kelátképzők talajba juttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (*indukált fitoextrakció*). A *rizofiltráció* során növényi gyökök segítségével távolítják el a fémeket, radionuklidokat a szennyezett vízből. A *fitostabilizáció* során a nehézfémeket különféle *adalékanyagokkal* oldhatatlan, kevésbé felvehető formájává alakítják át, majd az ily módon stabilizált területet *növénytakaróval* fedik le. Ez megakadályozza, hogy a szennyező anyagok a talajvízbe, levegőbe, és a szennyezetlen területre kerüljenek át, illetve a táplálékláncban halmozódjanak fel (MCGRATH et al., 2002; BERTI és CUNNINGHAM, 2000; SIMON, 1999; 2004; MÁTHÉNÉ és ANTON, 2004).

Mivel a szennyezőanyagok az emberi egészséget veszélyeztetik, azok talaj-növény rendszerben (és a tápláléklánc többi elemében) történő akkumulációjával, fitoindikációjával és fitoremediációjának vizsgálatával a tudományos közösség világszerte – így hazánkban is – széles körben foglalkozik, melyet az is bizonyít, hogy több tízezer e témákkal foglalkozó tudományos közlemény jelent meg már eddig. Ide vonatkozó tudományos ismereteink nem bővíülhettek volna a társadalmi döntéshozók, kormányok anyagi támogatása nélkül, melyek felismerték a talaj- és környezetszennyeződés (talajdegradáció), illetve annak megelőzésének, felszámolásának az életminőségre gyakorolt hatását, illetve társadalmi és gazdasági jelentőségét.

Akadémiai doktori téziseimben az 1992-2004 között elvégzett vizsgálataim (6 tápoldatos, 12 tenyészedényes, 3 szabadföldi monitoring és 4 szabadföldi kísérlet) tudományos eredményeit foglalom össze, melyek a toxikus elemek (fémek) talaj-növény rendszerben történő *akkumulációjának*, *fitoindikációjának*, illetve *fitoremediációval* történő eltávolításának és stabilizálásának tanulmányozására irányultak.

Célkitűzések

1. Az alumínium-stresszt eltűrő genotípusok szelektálásához meg kell ismernünk az adott növényfaj azon élettani és biokémiai reakcióit, melyek a toleranciában kulcsszerepet játszanak – két paradicsomfajta *alumíniumtoxicitását* összehasonlító kísérleteim során ezt tűztem ki célomul.
2. A nehézfémek talaj-növény rendszerben történő *akkumulációját* vizsgáló kutatásaim során a kadmium felhalmozódását, illetve a mezőgazdasági célra hasznosítható szennyvíziszap komposztból történő nehézfém (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn) -akkumulációt tanulmányoztam mezőgazdasági haszonnövényeken (napraforgó, árpa, búza, kukorica).
3. Megvizsgáltam, hogy a vízbe, talajba és a levegőbe került toxikuselem-szennyeződést (Pb, Cd, Zn, Na és S) a levélcikória, mezei katáng és gyermekláncfű *fitoindikátor növények* jelzik és mérik-e.
4. A *fitoremediációval* foglalkozó kutatásaim során a nehézfémek szennyezett talajból és vízből történő *fitoextrakcióját* és *rizofiltrációját* vizsgáltam, illetve egy bányameddő *fitostabilizációját* is tanulmányoztam.
 - 4.1. Megvizsgáltam, hogy a nagy biomasszát képező növények (amaránt, kender), illetve az intenzív ásványi anyagcserét folytató mezőgazdasági növények (káposztafélék: szareptai mustár, fehér mustár, tarlórépa, takarmányretek, káposztarepce) mennyi nehézfémet távolítanak el egy galvániszappal (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) szennyezett talajból *passzív fitoextrakcióval*.
 - 4.2. Az *indukált fitoextrakciót* tanulmányozva a talajba került Cr-szennyeződést pikolinsavval mobilizáltam, és megvizsgáltam a takarmányretek és komatsuna elemfelvételét.
 - 4.3. A *folyamatos fitoextrakció* során a hiperakkumulációra képes osztrák tarsóka Ni- és Cr-felvételét tanulmányoztam.
 - 4.4. *Rizofiltrációs* kísérleteim során a vízbe került Cd- és Ni-szennyeződést napraforgóval, sütőtökkel, és szareptai mustárral távolítottam el és megvizsgáltam, hogy a gyökérszűrés hatékonysága *Pseudomonas* talajbaktériumokkal megnövelhető-e.
 - 4.5. A gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémeket (Cd, Cu, Mn, Pb és Zn) különféle adalékanyagokkal stabilizáltam, majd ezen a közegen arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal szimbiózisban élő vörös csenkeszt neveltem, megvizsgálva annak *fitostabilizációs* hatását.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Talajsavanyodás, talajszennyeződés (hazai helyzet és a hazai kutatások)

Hazánkban is szembe kell nézni azzal a ténnyel, hogy a gazdasági, ipari fellendülés áraként a természeti környezet egyre nagyobb mértékben károsodik, ami gyakran közvetlenül veszélyezteti magát az embert. A fejlett ipari társadalmakban a múlt század hetvenes éveiben, Magyarországon az 1990-es évek elején került a közvélemény figyelmének középpontjába a múlt örökségét képező, hátrahagyott tartós környezetkárosodások ténye. A rendszerváltozást követően a környezetszennyezés mértéke hazánkban csökkent ugyan, de napjainkban sem szűnt meg (NÉMETH et al., 2005; MOLNÁR et al., 1995).

Hazánk legjelentősebb természeti erőforrása a talaj, mely a mezőgazdaság legfontosabb termelőeszköze, értéke a nemzeti vagyon 20 %-a. Az elmúlt évtizedekben termőtalajainkat is számos forrásból, elsősorban emberi tevékenységből származó negatív környezeti hatás és szennyezés érte. A talaj, bár bizonyos mértékig képes megújulni, nem kimeríthetetlen természeti erőforrás. Az antropogén hatások a talaj minőségét, multifunkciós jellegét rontják, alapvetően fontos tulajdonságait kedvezőtlenül befolyásolják (NÉMETH et al., 2005; SIMON, 1999; STEFANOVITS, 1995; VÁRALLYAY, 2004a).

Magyarország legfontosabb – feltételelesen megújuló (megújítható) – természeti erőforrásait talajkészleteink jelentik, amelyek ésszerű hasznosítása, védelme, állagának megóvása, minőségének megőrzése, sokoldalú funkcióképességének fenntartása kiemelt jelentőségű, és az agrár-környezetgazdálkodás legfontosabb feladata (VÁRALLYAY, 2004a). Hazánkban a kedvező talajtulajdonságok aránya és mértéke jelenleg még jó. Ez azt jelenti, hogy talajaink többségének szerkezete, termőréteg vastagsága, víz-, levegő- és hőgazdálkodása, adszorpciós tulajdonságai, tápanyag-gazdálkodása, szervesanyag-tartalma, biológiai aktivitása kedvező, és ennek köszönhetően termőképessége nagy (NÉMETH et al., 2005; SIMON, 1999; VÁRALLYAY, 2004a). A világ többi országához hasonlóan (VÁRALLYAY, 2004b, 2005a) azonban hazánkban is *talajdegradációs* folyamatok léptek fel, melyek közül a legfontosabbak idehaza a következők: (1) víz- és szélerózió, (2) *talajsavanyodás*, (3) sófelhalmozódás, szikesedés, (4) talajszerkezet leromlása, tömörödés, (5) a talaj vízgazdálkodásának szélsőségesse válása, (6) biológiai degradáció: kedvezőtlen mikrobiológiai folyamatok, szervesanyag-készlet csökkenése, (7) a talaj tápanyagforgalmának kedvezőtlen irányú megváltozása, (8) a talaj pufferképességének csökkenése, *talajszennyeződés* (MICHÉLI et al., 2003; NÉMETH et al., 2000; VÁRALLYAY, 1989, 1998a, 2000, 2003, 2004a, 2005b).

Hazánkban a *talajsavanyodás* ténye bizonyított (CSATHÓ, 2001, KÁDÁR, 1998c). Legjobban a múlt század hetvenes és nyolcvanas éveiben fokozódott a talajaink savanyúsága, és csökkent a CaCO_3 tartalma. Jelenleg a hazai talajok mintegy 8%-a erősen ($\text{pH}_{\text{KCl}} < 4,5$), 18%-a közepesen ($\text{pH}_{\text{KCl}} 4,5-5,5$), 20%-a gyengén ($\text{pH}_{\text{KCl}} 5,5-6,5$) savanyú kémhatású. Magyarország talajainak 13,5%-a eleve erősen savanyú kémhatású, 14%-a savanyodásra erősen, 5%-a közepesen, 23%-a pedig mérsékelten, 6%-a pedig kevésbé érzékeny. A három legfontosabb talajsavanyodást kiváltó tényező az ésszerűtlen műtrágyahasználat, a légköri savas ülepedés, valamint a különböző savanyú kémhatású ipari melléktermékek és hulladékok talajba kerülése. Legnagyobb savanyító szerepe a nagyadagú N-műtrágyázásnak (ammónium-nitrát, ammónium-szulfát, karbamid) és a gyakran jelentős savmaradékot is tartalmazó szuperfoszfátnak volt. Az ebből eredő átlagos éves savterhelés 5-6 kmol hektáronként. Mindezt nem savanyító műtrágyák alkalmazásával, mésztrágyázással, illetve „fenntartó meszezéssel” ellensúlyozni lehetne. A légköri savas ülepedés hazánkban nem okoz jelentősebb talajsavanyodást, a terhelés az elmúlt években nem emelkedett, 2002-ben 2 kmol volt hektáronként. A savanyú kémhatású ipari melléktermékek és hulladékok helyileg okozhatnak, nem körültekintő kijuttatás esetén, talajsavanyodást. A talajsavanyodás bevezetőben bemutatott közvetlen káros hatásainál fontosabb, hogy a tápláléklánc tagjaira káros hatást gyakorló toxikus elemek (Al, Mn, Cd, Cr, Pb) a savanyú kémhatású talajokban mobilizálódhatnak, és „felrobban a kémiai időzített bomba” (BUZÁS I-NÉ, 1986; MÁRKUS, 1992; NÉMETH et al., 2005; STEFANOVITS et al., 1998; SIMON B. et al., 2002; STEFANOVITS és VÁRALLYAY, 1998; VÁRALLYAY, 1990, 1993, 1998ab, 2003; VÁRALLYAY et al., 1990).

A fenti okok miatt is nyilvánvaló, hogy a hazai talajsavanyodással több kutató is foglalkozik, illetve foglalkozott az elmúlt 20 évben. Munkásságukat – teljességre törekvés nélkül – az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- nitrogén- és foszfátműtrágyák okozta talajsavanyodás vizsgálata (BLASKÓ, 1990, 2002; DEBRECENI és CZECH, 1991; OSZTOICS et al., 1997, 2003, 2004, 2005; ZSIGRAI, 1995ab),
- légköri ülepedés talajsavanyító hatásának vizsgálata (KRISZTIÁN et al., 1995),
- talajsavanyúság mérése, formái, mészadag-számítás vizsgálatok (MURÁNYI, 1987-88; FILEP és CSUBÁK, 1990; RÉKÁSI et al., 2004),
- meszezés talajsavanyodást gátló hatásának vizsgálata dr. Láng István által 1963-ban beállított Nyírlugosi Tartamkísérletben (KÁDÁR és PUSZTAI, 1997; KÁDÁR és SZEMES, 1994; MÁRTON, 2004),
- meszezés talajokra és termésátlagokra gyakorolt hatásának vizsgálata (KADLICKÓ, 1995; MÁRTON és NÁDASY, 1987; NÉMETH és KÁDÁR, 1998),

- kalcium és magnézium melioratív pótlása savanyú homoktalajon (BALOGH, 1988; GYŐRI és PALKOVICS, 1991; LOCH, 1999),
- talajsavanyodás és talajjavítás mikrobiológiai hatásai (KÁTAI, 1992; ZSUPOSNÉ OLÁH, 1993).
- talajsavanyodás hatása a *toxikus elemek*, köztük az *alumínium* mobilizációjára, beoldódására a talajoldatba (CSILLAG et al., 1991, 1994, 1998, 1999a, 2001; FILEP és CSILLAG, 1993; MURÁNYI et al., 1994; 1997; MURÁNYI és FÜLEKY, 1997; STEFANOVITS et al., 1998; SZÜCS és SZÜCSNÉ, 2001).

A természetes eredetű (geológiai és biológiai) hatások okozta viszonylag lassú változásokkal szemben az antropogén hatások rendszerint gyorsan és drasztikusan változtatják meg a talaj összetételét, tulajdonságait és módosítják funkcióit. Hazánkban az *antropogén eredetű talajszennyeződések* pontszerű és diffúz formában egyaránt előfordulnak. A talaj érő *pontszerű szennyező hatások* a települési környezetben a szilárd és folyékony halmazállapotú hulladékok nem megfelelő gyűjtéséből, ártalmatlanításából, az ipari övezetekben az üzemek működése során kialakult tartós és havária jellegű szennyezésekből, továbbá a keletkezett ipari hulladékok nem megfelelő tárolásából és ártalmatlanításából származnak. Talajszennyező hatása lehet a bányászatnak is. Nitrát-terhelést okozhatnak a szakszerűtlenül tárolt, vagy sok esetben helytelenül adagolt műtrágyák, a csatornázatlan településeken az elszikkasztott, illetve szabálytalanul elhelyezett szennyvizek, és a nem szakszerűen kezelt hígtrágyák. A szakszerűtlen mezőgazdasági tevékenység és a közlekedés is talajszennyező hatású lehet (2.3. fejezet). A szennyezők jelentős része közvetlenül a levegőbe kerül füst, korom, por, gázok formájában, és onnan a talaj felszínére ülepedik ki. *Diffúz szennyeződést* okozhatnak továbbá a mezőgazdasági kemikáliák, és a termőtalajba kijuttatott szennyvizek és szennyvíziszapok is. A fenti hatások nem csak a talajt, hanem sok esetben a felszíni és felszín alatti vizeket és az üledékeket is elszennyezték (FILEP, 2002; FÜLEKY, 1995; NÉMETH et al., 2005; KÁDÁR 1998a, 1999; MOLNÁR et al., 1995; SIMON, 1999; THYLL, 1996; VÁRALLYAY, 1996; VERMES, 1994, 1995).

Hazánkban is sok ezer tonna ipari hulladék (többnyire veszélyes hulladék), elszivárgott üzemanyag, egyéb kőolajszármazék és más káros anyag került a talajra, majd a talajfelszín alá. Talajszennyeződések fedeztek fel a katonai létesítmények, repülőterek, olajfinomítók, vasútállomások, üzemanyagtöltő állomások, vegyi üzemek, csővezetékek, tartályok, folyékony- és szilárdhulladék-lerakók környékén. A szennyezett zónából a talaj a levegővel, vagy a talajvízzel átkerülhet a szomszédos területekre, ahol sok esetben mezőgazdasági

termelés folyik. Becslések szerint az országban akár több tízezer is lehet a szennyezett területek száma (átlagosan minden 3x3 km-es területen előfordulhat legalább egy szennyező-forrás), melyek sok esetben rejtett, elhanyagolt, gazdátlan területeken vannak (MOLNÁR et al., 1995; NÉMETH et al., 2005; SIMON, 1999).

A talajszennyeződés igen nehezen és költségesen számolható fel, sok esetben visszafordíthatatlan folyamatok játszódnak le, és a talaj elveszti termékenységét. A korábbi tevékenységekből hátrahagyott szennyezések országos felmérése, kivizsgálása és kárelhárítása az Országos Környezeti Kármentesítési Program (OKKP) keretében történik (NÉMETH et al., 2005; SIMON, 1999). Több esetben is toxikus elemeket vagy perzisztens szerves szennyezőanyagokat kellett a talajból eltávolítani (pl. Nyíregyházán a Vasgyár utcán vagy Kállósejében a Kossuth utcán galvániszappal, nehézfémekkel szennyeződött a talaj, ld. 3.6.1. és 3.8.2. fejezet, 8. és 13. fotó). Az egyik legnagyobb publicitást a nagytétényi Pb-, Zn- Cd- és As-szennyeződés kapta a korábbi Metallochemia vállalat telepének környezetében (VERMES et al., 1996). Azt, hogy élő problémáról van szó, és a nehézfémek hazánk környezetébe (talajaiba) is nagy mennyiségben kerültek be, az is bizonyítja, hogy az OKKP keretében az elsők közt kármentesített 24 területen a szennyeződés 42%-ban nehézfém-jellegű (galvániszap, fedősó, gázisztító massa) volt (SIMON, 1999).

Nem véletlen tehát, hogy a hazai kutatók is intenzíven foglalkoznak a talaj-növény rendszerbe bekerült nehézfémek hatásaival. A nehézfémek táplálékláncra gyakorolt hatását vizsgáló kutatások hosszú távú vizsgálatokat feltételeznek. Az MTA Talajtani és Agrokémiai Intézete és a Gyöngyösi Főiskola kutatói három nehézfém-terheléses tartamkísérletet állítottak be a kilencvenes években. A tartamkísérletek 1991-ben meszes vályog csernozjomon (Mezőföld – Nagyhörcsök), 1994-ben savanyú kötött erdőtalajon (Mátraalja – Gyöngyös-Taspuszta), 1995-ben pedig meszes homoktalajon (Duna-Tisza köze – Órbottyán) indultak el, és több toxikus elem (Al, As, Ba, Cd, Cr(III), Cr(VI), Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) talajokra és növényekre gyakorolt hatását vizsgálják (FODOR, 1998; KÁDÁR, 1995; 1999; KÁDÁR et al., 1998; KÁDÁR és NÉMETH, 2005; KÁDÁR és MORVAI, 1998; SZABÓ, 1998; SZABÓ és FODOR, 1998, 2003).

Az elmúlt két évtizedben a hazai nehézfém-kutatás főbb témakörei (ismét csak a teljesség igénye nélkül) az alábbiak voltak:

- talajokba és a növényekbe bekerült nehézfémek speciációja, lépcsős extrakciója, analitikai problémái (GYÖRI et al., 1996; KOVÁCS et al., 1996, 2000; PROKISCH et al., 1995ab, 2000ab; TAKÁCS és VERMES, 1997),

- talajoldatba bekerülő nehézfémek (CSILLAG et al., 1994, 1999a, 2001, 2002; MURÁNYI, 2002),
- a toxikus elemek és mikroelemek megkötődése, felvehetősége, kimosódása a talajokban (BUJTÁS et al., 1998; FÜLEKY et al., 2005; HARGITAINÉ TÓTH et al., 1995; KÁDÁR és NÉMETH, 2005; MOLNÁROS és GRÁCZOL, 2000; MORVAI és TAKÁCS, 1999; NÉMETH et al., 1993; STEFANOVITS és FÜLEKY, 2000; SZABÓ, 1998; SZŰCS és SZŰCSNÉ, 2001),
- *nehézfémek immobilizációja* a szennyezett közegekben (HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; LAKATOS et al., 2002; SIMON, 2001a, 2005a; VERMES és KÁDÁR, 2002),
- a *mezőgazdasági növények nehézfém-akkumulációja* szennyeztelen vagy szennyezett talajokból (FÜLEKY és DUKÁT, 1998; GYÖRI et al., 1992, 2000; GYÖRI és PROKISCH, 1999; LÁSZTITY, 1999; KÁDÁR, 1995, 2000, 2001; KÁDÁR és GONDOLA, 2003; KÁDÁR és HUSSEIN, 2001, 2003; KÁDÁR és KASTORI, 2003; KÁDÁR és PROKISCH, 2000; KÁDÁR et al., 2000ab, 2001a,b,c; 2003; KÁDÁR és PÁLVÖLGYI, 2003, SIMON et al., 1998; VÁGÓ, 1995), *kadmiumakkumuláció* a talajokban és a növényekben (LEHOCZKY et al., 1996, 1998ab, 2002, 2003; SIMON, 1998; SIMON et al., 1996, 1999; MÁTHÉNÉ et al., 2004; VERMES és MARTH, 1993; VERMES et al., 1993),
- *nehézfémek a szennyvíziszapokban* (FERENCZ és ZVADA, 1991; FÜLE, 1996; LOCH et al., 1993; SIMON, 1996, 2001c, SIMON et al., 2000; SIMON és SZENTE, 2000; PÁRTAY et al., 1994; TAMÁS és FILEP, 1995),
- nehézfémek az ártéri talajokban és üledékekben (FLEIT és LAKATOS, 2003; GYÖRI és ALAPI, 2002),
- nehézfém szennyeződés *fitoindikációja*, *közlekedés* nehézfém-szennyező hatásai, nehézfémek a városi környezetben (ÁRKOSI és BUNA, 1990; DÁNIEL, 1997; FÜLEKY és TERPÓ, 2000; KÁDÁR, 1992, 1993; KÁDÁR és KONCZ, 1993; KOVÁCS és NYÁRI, 1984; KÖLES, 1995; KÖLES et al., 1997; NASZRADI et al., 2003; SIMON et al., 1996, 1997; SIMON, 2001b),
- nehézfémek hatása a talajok mikroorganizmusaira (BIRÓ et al., 1998; KÁDÁR et al., 2001c; NAÁR et al., 2002; TAKÁCS et al., 2000; VÖRÖS et al., 1998).

A következő fejezetekben a talajsavanyodás következtében mobilissá váló *alumínium*, illetve a legveszélyesebb *nehézfémek* (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) szerepét ismertetjük a talaj-növény rendszerben. A *szennyvíziszapok* hazánkban is egyre nagyobb mennyiségben kerülnek kihelyezésre a termőtalajokba, ezért külön fejezetben foglalkozunk a bennük feldúsuló nehézfémekkel.

2.2. Alumínium a talajokban és a növényekben

Az *alumínium* (Al) a földkéreg leggyakoribb fém összetevője, átlagos mennyisége a litoszférában 81000 mg kg^{-1} . Az alumínium a mészkő és homokkő kivételével a kőzetek alapvető összetevői közé tartozik, mennyisége 0,45-10 % között változik. Elsősorban alumínium-szilikátok és -oxidok formájában fordul elő (HAUG, 1984; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; SAVORY és WILLS, 1991).

A termőtalajok alumíniumtartalma az anyakőzettől függ, azonban csak a mozgékony és kicserélhető formái hatnak hátrányosan a talaj termékenységre és élővilágára. A kőzetek mállása során különféle összetételű, és különféle töltésű alumínium-hidroxidok keletkeznek, melyek az agyagásványok strukturális összetevői közé tartoznak.

Az alumínium-hidroxidok fontos környezetkémiai szerepet játszanak a talajokban, mivel a savanyú kémhatás esetén ($\text{pH} < 5,5$) beoldódhatnak a talajvízbe (talajoldatba). A talajoldatban az alumínium ionformái a pH-tól függnek: pH 4-5 között az Al^{3+} , pH 5,5-7,0 között az $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ és az $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, pH 7-8 között pedig az $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ionok a meghatározóak. A savanyú kémhatású talajokban az alumínium mozgékonyasága pH 5,5 alatt fokozatosan megnő, és az alumínium versenyez a többi kationnal a kötőhelyekért. Az alumínium mozgékonyaságának ugrásszerű megemelkedését elsősorban 4,0-4,5-ös pH tartományban figyelték meg. Míg egy semleges kémhatású talaj talajoldata mindössze 400 mg dm^{-3} alumíniumot tartalmaz, addig ez az érték egy erősen savanyú (pH 4,4) talajban elérheti az $5700 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$ -t. A talajoldatban mérgező mennyiségben jelenlévő mobilis alumíniumkoncentráció hatékonyan csökkenthető kalcium-karbonát és kalcium-szulfát, illetve szerves anyagok kijuttatásával (BOHN et al., 1985; FILEP, 1988; HAUG, 1984; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; SUMNER et al., 1991; WRIGHT, 1989).

A magasabb rendű növények alumíniumtartalma általában néhány tíz vagy néhány száz mg kg^{-1} , egyes alumíniumakkumuláló növényekben ez az érték meghaladhatja a 0,1 %-ot. Mindezt erősen befolyásolják a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001).

Az alumínium a magasabb rendű növényekben nem játszik esszenciális szerepet, kis mennyiségben azonban serkentheti az alumínium-toleráns növények növekedését (PAIS, 1980, PAIS és JONES, 1997). Ennél sokkal gyakoribb jelenség azonban, hogy a savanyú talajokon termesztett növényekben alumíniummérgezés alakul ki. Az élővilág számára elsősorban a talajoldatban lévő Al^{3+} ionforma a mérgező, de toxikus hatást az $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ és az $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ionok esetén is megfigyeltek (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; PAIS, 1996; WRIGHT,

1989). Az alumíniummérgezés jellemző tünetei közé tartozik, hogy a növények gyökerének és hajtásának hossznövekedése leáll, élettani és biokémiai folyamatai gátlódnak, a haszonnövények tápanyag- és vízfelvétele csökken (BENNET és BREEN, 1991; FOY, 1984, 1988; MARSCHNER, 1991; ROY et al., 1988; SZABÓ et al., 1994; TAYLOR, 1988b; WRIGHT, 1989).

Az alumíniummérgezésben szenvedő növényekben a legtöbb esszenciális makroelem (Ca, Mg, K, N és P) és mikroelem (Cu, Fe, Mn és Zn) felvétele lelassul, hajtásba történő áthelyeződése és a biokémiai folyamatokban történő hasznosulása csökken (FOY, 1984, 1988; MARSCHNER, 1991; ROY et al., 1988; TAYLOR, 1988b).

Az alumíniumtoxicitás változásokat okoz a növények szén-dioxid asszimilációjának sebességében, a levelek klorofilltartalmában, és számos élettanilag fontos szerepet játszó kulcsenzim aktivitásában. Mindez közvetlen vagy közvetett hatást gyakorol a haszonnövények növekedésére és hozamára (HAUG és SHI, 1991; ROY et al., 1988; TAYLOR, 1988ab).

Mivel a termesztett növények nagy része nehezen alkalmazkodik a savanyú kémhatású talajok nagy felvehető alumíniumtartalmához (melyet nem lehet minden esetben gazdaságosan meszezéssel korrigálni), a hetvenes évek óta a kutatások a haszonnövények alumíniumtoleranciájának javítására irányulnak (CRAMER és TITUS, 2001; FOY, 1988; HOWELER, 1991). Ilyen jellegű kutatások hazánkban is folytak, illetve folynak (BEDŐ et al., 1992; BÓNA és CARVER, 1992; BÓNA et al., 1992; ZSOLDOS et al., 2000, 2001). Ahhoz, hogy az alumíniummérgezésnek jobban ellenálló növényfajokat és -fajtákat tudjunk előállítani, fel kell tárni az alumíniumtolerancia növényélettani, biokémiai és genetikai hátterét (FOY, 1988; TAYLOR, 1988b). Az elmúlt évtizedek kutatásai alapján kiderült, hogy a termesztett növényfajok és azok genotípusai az alumíniummérgezésre érzékeny és az alumíniummérgezést eltűrő (toleráns) csoportba sorolhatók. A toleráns fajok, illetve fajták gyökerei és hajtásai savanyú talajokon is jobban fejlődnek, mint az alumíniumra érzékenyek, és a tápanyagokat is jobban hasznosítják. Mindez részben a toleráns növények kisebb alumíniumfelvételével, illetve a felvett alumínium hatékonyabb immobilizálásával, és a növényi sejteken belüli hatástalanításával magyarázható. Az alumíniumtoleráns növények gyökerének rizoszférájában a pH általában nagyobb. A gyökerek a mérgező alumíniumot megkötő ligandumokat (pl. citromsavat, foszfátokat, szerves vegyületeket) választanak ki, és így módon a föld feletti szervekbe kevesebb alumínium kerül be (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; LUO et al., 1999; MA, 2005ab; MATSUMOTO, 2005; POSTMA et al., 2005; ROY et al., 1988; TAYLOR, 1988a; WRIGHT, 1989).

2.3. Nehézfémek a talajokban és a növényekben

A nehézfémek (toxikus elemek) természetes komponensként is jelen vannak a talajban és a vízben, egy részük (pl. a Cu, Mn, és a Zn) – megfelelően kis mennyiségben – a növények számára esszenciális mikroelem (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; BOWEN, 1979; GLASS, 1989; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; PAIS, 1980, 1999; PAIS és JONES, 1997; ROSS, 1994; SZABÓ et al., 1987). A szennyezetlen mezőgazdasági talajokra általában jellemző nehézfém-tartalmakat az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat. Nehézfém-tartalom* a szennyezetlen mezőgazdasági talajokban [ALLOWAY, 1990 nyomán].

Elem	Általános érték	Tartomány
	mg kg ⁻¹	
Cd	0,2-1	0,01-2,4
Co	10	1-40
Cr	70-100	5-1500
Cu	20-30	2-250
Hg	0,03-0,06	0,01-0,3
Mn	1000	20-10000
Ni	50	2-1000
Pb	10-30 vidéken 30-100 városban	2-300
Zn	50	10-300

*Az adatok száraz talajra vonatkoznak, a kivonószert nem tüntette fel az irodalmi forrás.

Egyes talajtípusokban a természetes nehézfém-tartalom igen nagy is lehet (2.3.3. fejezet, ROSS, 1994), gyakoribb azonban, hogy a termőtalajok természetes nehézfém-tartalma emberi tevékenység (antropogén hatás) következtében emelkedik meg.

A fosszilis energiahordozók (szén, olaj) eltüzeléséből, az ipari létesítmények emissziójából, a közlekedés légszennyezéséből jelentős mennyiségű nehézfém kerülhet az atmoszférába, melynek egy része a termőtalajokra vagy a haszonnövényekre ülepedik ki. Nehézfém-szennyeződés alakulhat ki a bányák (meddőhányók) és fémfeldolgozó üzemek, kohók környezetében, nehézfém-szennyeződést okozhat a talajokban az ipari és kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezése is (ADRIANO, 1986ab, 1992, 2001; ALLOWAY, 1990; BALÁZSY, 2000; BOWEN, 1979, CSATHÓ, 1994ab, FERGUSON, 1990; FILEP, 1998, 1999, 2002; HUTCHINSON és MEEEMA, 1987; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR 1991, 1992, 1995, 1998ab, 2000; MANAHAN, 1994, NRIAGU, 1990; ROSS, 1994; SALOMONS et al., 1995; SZABÓ et al., 1994; VERMES, 1994, 1996; VERNET, 1991; YARON et al., 1996).

A mezőgazdasági termelés során a műtrágyák (elsősorban foszfátok), talajjavító anyagok (mész), peszticidek felhasználásával, a szerves trágyák, hígtrágyák, szennyvíziszapok elhelyezésével, szennyezett öntözővízzel kerülhetnek nehézfémek a termőtalajokba (ADRIANO, 1986ab, 1992, 2001; CSATHÓ, 1994ab; FERGUSON, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1992, 1995; ROSS, 1994; SZABÓ et al., 1994; THYLL, 1996). Az itt mért értékeket a 2. táblázatban foglaljuk össze.

2. táblázat: A talajok nehézfém-szennyeződésének mezőgazdasági forrásai [ALLOWAY, 1990 és KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992 nyomán].

Elemek*	Szenny- víziszap**	Foszfor- műtrágya	Nitrogén- műtrágya	Istálló- trágya	Meszező- anyag	Szemét komposzt	Peszticid***
			mg kg ⁻¹				%
Cd	<1-3410	0,1-170	0,05-8,5	0,1-0,8	0,04-0,1	0,01-100	-
Co	1-260	1-12	5,4-12	0,3-24	0,4-3	-	-
Cr	8-40600	66-245	3,2-19	1,1-55	10-15	1,8-410	-
Cu	50-8000	1-300	-	2-172	2-125	13-3580	12-50
Hg	0,1-55	0,01-1,2	0,3-2,9	0,01-0,36	0,05	0,09-21	-
Mn	60-3900	40-2000	-	30-969	40-1200	-	-
Ni	6-5300	7-38	7-34	2,1-30	10-20	0,9-279	-
Pb	29-3600	7-225	2-27	1,1-27	20-1250	1,3-2240	60
Zn	91-49000	50-1450	1-42	15-566	10-450	82-5894	1,3-25

*Az adatok szárazanyagra vonatkoznak. **A hazai szennyvíziszapok nehézfém-tartalmai jóval kisebbek a megadott maximális értékeknél (ld. 2.4. fejezet). ***Az ólom-arsenátot már betiltották.

A 3. táblázatban azokat a nehézfém-tartalmakat mutatjuk be a mezőgazdasági talajokban és a talajoldatban, melyek általában már toxikus hatást gyakorolnak a talaj élőlényekre, köztük a növényekre.

3. táblázat. Toxikus nehézfém-tartalom a szennyezett mezőgazdasági talajokban és a talajoldatban [ROSS, 1994 nyomán].

Elem	Talaj* (mg kg ⁻¹)	Talajoldat (mg dm ⁻³)
Cd	3-8	0,001
Co	25-50	0,01
Cr	75-100	0,001
Cu	60-125	0,03-0,3
Hg	0,3-5	0,001
Mn	1500-3000	0,1-10
Ni	100	0,05
Pb	100-400	0,001
Zn	70-400	<0,005

*Az adatok száraz talajra vonatkoznak

Az egyes talajfunkciókhoz minőségi jellemzők és követelmények rendelhetők. Ezek segítségével összehasonlítás eredményeként minősíthető az adott helyen lévő talaj állapota. A 219/2004. (VII.21) KORMÁNYRENDLET, és az ehhez szorosan kapcsolódó, határértékekről

szóló 10/2000. (VI-2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET szabályokat állapít meg a felszín alatti víz és földtani közeg szennyeződésének megelőzése, illetve a bekövetkezett határértékeket meghaladó szennyezettség, károsodás mértékének csökkentése, megelőzése érdekében. Utóbbi rendelet az adott szennyezőanyagra vonatkozó háttér-koncentrációkat (A-érték), szennyezettségi határértékeket (B-érték), és intézkedési határértékeket (C-értékek) állapít meg többek között a nehézfémekre is (2.3.1-6. fejezetek).

A talajok nehézfém-szennyeződését csak megfelelő körültekintéssel és hozzáértéssel elvégzett talajmintavétel után lehet felmérni, és a fenti határértékeket nem szabad sablonosan alkalmazni. Minden esetben egyedi értékelést kell végezni, mert ezek a kritériumok csak általános iránymutatóul szolgálnak. A hazai határértékek is „összes” nehézfém-tartalomra vonatkoznak, igazán informatívak és hasznosak azonban a növények (állatok, emberek) számára „felvehető” értékek lennének. Magát az összes nehézfém-készletet körülményes meghatározni, legtöbbször csak becsüljük az „összes” tartalmat valamilyen kémiai eljárással, leggyakrabban tömény savakkal kezelve a talajokat (KÁDÁR, 1998a; 1999, 2000).

Mint azt a bevezetőben is hangsúlyoztuk a legtöbb fejlett országban a termőtalajok mikroelem-mérlege pozitívvá vált, a talajokba a fenn ismertett szennyező-forrásokból általában több nehézfém kerül be, mint amennyi onnan eltávozik. Az ökoszisztéma elemei, köztük a talaj, képesek egy határig ellensúlyozni, pufferni, megkötni a nehézfém-terhelést. A talaj szűrőkapacitása azonban véges, ezt túllépve hirtelen áteresztővé, és maga is szennyezővé válik, pl. talajsavanyodás esetén (KÁDÁR, 1992, 1998c).

Általános probléma továbbá, hogy egyes növényekben igen nagy mennyiségű nehézfém halmozódhat fel látható toxicitási tünetek nélkül (a növények alkalmazkodnak a szennyezett talajhoz, és a nehézfémeket elsősorban a gyökerükben akkumulálják – ezt nevezzük „gyökércsapda” jelenségnek), és ez kedvezőtlen irányban változtatja meg az étel- és takarmánynövények ásványi összetételét (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; FERGUSSON, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; LEPP, 1981; ROSS, 1994; SZABÓ et al., 1994). A nehézfémek toxicitása kémiai vegyületformáinak is a függvénye, a Cr(III)-ionforma pl. kevésbé toxikus, mint a Cr(VI) (2.3.3. fejezet). Nem mindegy tehát, hogy a növényekbe melyik krómforma kerül be, és ott az erősen toxikus Cr(VI) redukálódik-e Cr(III)-má (CANALI et al., 1997). A növények levelében előforduló normális és a legtöbb esetben már mérgező hatást kifejtő nehézfém-tartalmakat a 4. táblázatban mutatjuk be.

A következő fejezetekben a bioszférába nagy mennyiségben bekerülő, legkritikusabb hatású nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn) talaj–növény rendszerbeli szerepét mutatjuk be. Kísérleteink során is ezek a nehézfémek voltak a legnagyobb mennyiségben jelen a

növénynevelés célját szolgáló közegekben (vagy azokat mi szennyeztük el ezekkel a fémekkel), és kerültek be leginkább a jelzőnövényeinkbe.

4. táblázat: A növények levelében előforduló nehézfém-tartalmak [Kabata-Pendias és Pendias, 1992 nyomán].

Elemek*	Kevés (hiánytünetek alakulnak ki)	Megfelelő vagy normális	Sok vagy mérgező	Mezőgazdasági növényekben még eltűrhető
mg kg ⁻¹ sz.a.				
Cd	-	0,05-0,2	5-30	3
Co	-	0,02-1	15-50	5
Cr	-	0,1-0,5	5-30	2
Cu	2-5	5-30	20-100	50
Hg	-	-	1-3	-
Mn	10-30	30-300	400-1000	300
Ni	-	0,1-5	10-100	50
Pb	-	5-10	30-300	10
Zn	10-20	27-150	100-400	300

*Az adatok szárazanyagra vonatkoznak.

2.3.1. Cink a talajokban és a növényekben

A *cink* (Zn) átlagos mennyisége a litoszférában (a föld szilárd kérgében) 80 mg kg⁻¹. A világ *szennyezetlen talajainak* cinktartalma 10-300 mg kg⁻¹, átlagos mennyisége 50 mg kg⁻¹. A hazai szennyezetlen talajok túlnyomó többségének cinktartalma <25-100 mg kg⁻¹, a hazai háttérérték (A-érték) 100 mg kg⁻¹. A talajok cinktartalma a szervesanyag-tartalom függvénye, a hazai homoktalajok átlagosan 30 mg kg⁻¹ cinket tartalmaznak, míg a csernozjom talajokban ez az érték elérheti a 150 mg kg⁻¹-ot (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1987; 50/2001 (IV.3.) KORMÁNYRENDELET).

A talajokban a cink általában Zn²⁺-ion formájában fordul elő, de más ionos és szerves vegyületei is ismertek. A cink a talajokban leginkább az alumínium- és vas-oxidokhoz, illetve az agyagásványokhoz kötött, a növények elsősorban a vízzoldható és könnyen kicserélhető formáit tudják felvenni. Ez a talajban lévő cinktartalomnak általában csak kis része, de a savanyú talajokban ez az arány lényegesen nagyobb, mint a semleges vagy lúgos kémhatású talajokban (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; SZABÓ et al., 1987).

A talajok *cinkmérlege* az iparilag fejlett országokban így hazánkban is általában pozitív, a talajba több cink jut be, mint amennyi onnan időegység alatt kiürül. A fokozatosan növekvő cinktöbbletet a bányászat, kohászat, fosszilis tüzelőanyagok elégetése (légköri ülepedés), és a mezőgazdasági tevékenység okozza. Cink juthat a termőtalajokba foszfátműtrágyákból,

szerves trágyákból, meszező anyagokból, komposztokból, szennyvíziszapokból és egyes peszticidekből (2. táblázat). Külön veszélyt jelenthet a szennyvíziszap vagy szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági elhelyezése, a szennyvíziszapokban ugyanis a cink veszélyes mértékben feldúsulhat, és onnan a talaj közvetítésével könnyen bekerülhet a termesztett növényekbe (2.4. fejezet) (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; GYÖRI, 1984; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 2004).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, cinkre vonatkozó hazai szennyezettségi határérték (B-érték) 200 mg kg^{-1} (10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A *szennyezett talajok* általában néhány száz vagy néhány ezer mg kg^{-1} -nyi cinket tartalmaznak, egyes erősen elszennyezett ipari körzetekben ez a mennyiség már néhány százaléknyi is lehet. A talajba került cink az egyik legkönnyebben felvehető nehézfém (és egyben esszenciális mikroelem) a növények számára. Mivel a cink könnyen bekerülhet a táplálékláncba, a legveszélyesebb hatású nehézfémek közé sorolható. A mezőgazdasági növények cinkfelvétele meszezéssel, illetve szerves anyag kijuttatással csökkenthető (ALLOWAY, 1990).

A növények számára a cink *esszenciális mikroelem*, mivel számos enzim alkotórésze és aktivátora, elősegíti az indolecetsav (auxin) szintézist, szabályozza a szénhidrátok átalakulását és az oxidációs folyamatokat. A növények normálisnak tekinthető cinktartalma $25\text{--}150 \text{ mg kg}^{-1}$, cinkhiány általában $10\text{--}20 \text{ mg kg}^{-1}$ alatti ellátottság esetén lép fel. Cinkhiány legtöbbször kilúgozott homoktalajokon, lúgos vagy foszforral jól ellátott talajokon alakul ki, jellegzetes tünete az ecsetágúság, az ízközők rövidülése és a levelek deformálódása. A növényekben 400 mg kg^{-1} feletti cinktartalom esetén általában *toxicitási tünetek* figyelhetők meg. A cinkfeleslegre a legtöbb növényfaj hozamcsökkenéssel reagál, a növények fejlődése megáll. Levegőszennyezés esetén a cink elsősorban a hajtásban, talajszennyezés esetén pedig a növények gyökerében akkumulálódik (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; PAIS, 1980, PAIS és JONES, 1997; SZABÓ et al., 1987).

2.3.2. Kadmium a talajokban és a növényekben

A *kadmium* (Cd) átlagos mennyisége a litoszférában $0,18 \text{ mg kg}^{-1}$. A *szennyezetlen talajok* kadmiumtartalma $0,06\text{--}1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ között változik, a világátlag a felszíni talajokban $0,53 \text{ mg kg}^{-1}$. Ennél nagyobb kadmiumtartalom általában már emberi tevékenység következtében fellépő szennyeződésnek tulajdonítható. A hazai talajok túlnyomó többségének kadmiumtartalma kisebb, mint $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$, mely kedvező jelenségnek tekinthető. A hazai

háttérték (A-érték) $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1998a; PÁLNÉ, 2002; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1994; 10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

Talajaink *kadmiumszennyezését* az ipari tevékenység (bányászat, kohászat, acélgyártás, festékgégyártás, galvanizálás, szemétiégetés) mellett a foszfátműtrágyák, az istállótrágyák és a szennyvíziszapok nagy kadmiumtartalma okozhatja. A két legjelentősebb szennyezőforrás a légköri ülepedés (kadmium kerülhet a légkörbe a fémkohászattal, fosszilis tüzelőanyagok és a szemét elégetésével) és a foszforműtrágyázás (ADRIANO, 1986ab, 1992, 2001; ALLOWAY, 1990; CSATHÓ, 1994ab; HUTTON et al., 1987; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1995).

Az elmúlt évtizedekben a foszfátműtrágyák gyakorlatilag valamennyi mezőgazdasági célra hasznosított talaj kadmiumtartalmát megemelték. A foszfátműtrágyákban $0,1\text{-}174 \text{ mg kg}^{-1}$ kadmium található, amely kedvezőtlen, szélsőséges esetben akár $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ értékkel is növelheti a termőtalajok kadmiumtartalmát (ADRIANO, 2001; ALLOWAY, 1990). Hazai termőtalajaink kevésbé szennyezettek kadmiummal, mint a nyugat-európaiak. Ennek egyik oka, hogy hazánkban elsősorban kevés kadmiumot (1 mg kg^{-1}) tartalmazó Kóla-foszfátokat használtunk műtrágyázásra a 70-es és 80-as években (CSATHÓ, 1994ab, KÁDÁR, 1991).

A kadmium megjelenik a szerves trágyákban és feldúsulhat a szennyvíziszapokban (2. táblázat). A szennyvíziszapokban található kadmium átlagos mennyisége 10 mg kg^{-1} , mely az ipari fejlettség függvényében emelkedik (ALLOWAY, 1990). VERMES (1987) a hazánkban keletkező szennyvíziszapok $1\text{-}74 \text{ mg kg}^{-1}$ Cd-tartalmáról számolt be, mely nemzetközi összehasonlításban is kevésnek tekinthető. Hazai viszonylatban a kadmiumtartalom megemelkedését figyelték meg az ipari körzetek és forgalmas utak talajaiban (KÁDÁR, 1992; VERMES et al., 1993; SIMON, 2001b).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, kadmiumra vonatkozó hazai szennyezettségi határérték (B-érték) 1 mg kg^{-1} (10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A kadmium mobilitása és *növények általi felvehetősége* nagyban függ annak talajbéli kémiai formáitól. A kadmium előfordulhat a talajoldatban oldott formában, szervesen és szerves kolloidokhoz kötve, talajásványokba zárva és oldhatatlan csapadék formájában is. Talajszennyeződés esetén a növények által könnyen felvehető Cd-formák aránya jelentősen megnő. A növények kadmiumfelvételét a talaj kémhatása, kationcserélő képessége, szervesanyag-tartalma, redox viszonyai, klorid- és cinkion-tartalma stb. befolyásolhatja. Savanyú kémhatású talajból a növények több kadmiumot tudnak felvenni, így a kadmiummal

szennyezett talajok meszezése általában csökkenti a haszonnövények kadmiumfelvételét. Hasonló hatása lehet, ha a talaj szervesanyag-tartalmát növelik. Ha kadmiummal szennyezett talajokat megfelelő vastagságban szennyezetlen talajjal takarnak be, a mezőgazdasági növények kadmiumfelvétele csökkenthető. Intenzív nemesítómunka folyik olyan növényfajták előállítására céljából, melyek termesztésük során kevés kadmiumot akumulálnak (ADRIANO, 1986ab, 2001; CSATHÓ, 1994ab; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, SZABÓ et al., 1994).

A kadmium a talajban nem mozog (nem mosódik ki), ezért a felső szántott rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. A növények számára a kadmium könnyen felvehető, és a növényen belül is könnyen szállítódik. Általában lineáris összefüggés van a talajok és a növények kadmiumtartalma között. A növények sokszor látható mérgezési tünetek nélkül nagy mennyiségben halmozzák fel a kadmiumot, így az könnyen a táplálékláncba kerül, veszélyeztetve az ember egészségét. A fenti okok és az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása miatt a kadmiumot az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintik (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; FERGUSON, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1995; PAIS, 1996; PÁLNÉ, 2002; SZABÓ et al., 1994).

A kadmium pozitív növényélettani hatása (mely csak igen kis mennyiségben fordulhat elő) még nem kellően bizonyított, ez az elem leginkább a növényekre gyakorolt *toxikus hatásáról* ismert. A szennyezetlen talajokon termesztett növényekben általában 0,3-0,5 mg kg⁻¹-nél kevesebb kadmium található. A dohány a kadmiumgyűjtő növények közé tartozik, a hazai szennyezetlen talajokon termesztett dohányfajták levelének kadmiumtartalma 2-3 mg kg⁻¹ (KÁDÁR és SZEMES, 1994; KÁDÁR és GONDOLA, 2003). A növényekben legtöbbször 5-20 mg kg⁻¹ kadmiumtartalom okoz *toxicitási tüneteket*: a növények növekedése gátolt, gyökérzetük károsodik, levelei klorotikusak, a levél szélek vagy levél erek vörösesbarnára színeződnek, később elhalnak és lehullnak. A kadmium gátolja a fotoszintézist és a transzspirációt, akadályozza egyes esszenciális mikroelemek (Fe, Zn, Cu) felvételét és szállítódását. A szennyezett talajokon termesztett növények kadmiumtartalma veszélyes mértékben megnőhet. Általában nagy a levélzöltség-félék és a káposztafélék kadmiumtartalma, míg a gabonafélék magvai viszonylag keveset tartalmaznak ebből a nehézfémről (ADRIANO, 1986a; 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1995; LEHOCZKY et al., 1996, 1998; LEHOCZKY, 2003; PAIS, 1996; PÁLNÉ, 2002; SZABÓ et al., 1994).

2.3.2.1. Kadmium a napraforgóban

A növények általában a gyökérben vagy a levélben akkumulálják a kadmium jelentős részét, és a generatív szervekbe abból csak kisebb mennyiség jut be (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001). Napraforgóval végzett tenyészedényes kísérletekben a kadmium elsősorban a gyökerekben dúsult fel, viszonylag kevés Cd jutott fel a hajtásba (GINGAS et al., 1988; GORLACH és GAMBUS, 1992; KASTORI et al., 1992).

A hazai tenyészedényes és szabadföldi kísérletek ellenére (GYÖRI et al., 1992; KÁDÁR és PÁLVÖLGYI, 2003; SZABÓ és FODOR, 2003) viszonylag kevés adat áll azonban rendelkezésünkre a napraforgó növény, illetve a hazai napraforgófajták Cd-akkumulációjára vonatkozóan. Mivel lakosságunk nagy mennyiségben fogyaszt napraforgómagot, étolajat és margarint, fontos tudnunk, hogy hazai körülmények között a napraforgó milyen mértékben veszi fel ezt a nehézfémet a talajból.

Az Országos Élelmezés- és Táplálkozástudományi Intézet (OÉTI) rendszeresen ellenőrizte a kadmiumtartalmat a hazai és az import napraforgómintákban. 1991-1996 között 11 olajnapraforgó-, étkezési napraforgó-, hántolatlan és hántolt (pirított) napraforgó-, illetve extrahált napraforgómag-mintában a Cd-tartalom medián* értéke $280 \mu\text{g kg}^{-1}$, a legkisebb és legnagyobb érték 3, illetve $635 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt. A legnagyobb mért értékek az extrahált napraforgódarabban fordultak elő. A napraforgó kaszatlél és a napraforgó olaj Cd-tartalmára vonatkozó hazai határérték $600 \mu\text{g kg}^{-1}$, illetve $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ (17/1999 (VI.16) EÜM RENDELET). 99 hazai napraforgóolaj mintában 1992-1996 között a Cd-tartalom medián értéke $<4 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt, a legkisebb érték 1, a legnagyobb mért érték $270 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt. Egy másik vizsgálatsorozatban 108 napraforgóolaj-mintában átlagosan $5 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt a Cd-tartalom, a minimális és maximális érték mért érték 1, illetve $18 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt. (A fenti adatokat az OÉTI hozzájárulásával közöltük).

A téma aktualitását támasztja alá továbbá az a tény is, hogy a napraforgó kaszatlélének természetes Cd-tartalma nagyobb sok más magjáért termesztett mezőgazdasági növényhez képest (ANDERSEN és HANSEN, 1984; LI et al., 1994, 1995, 1996; RADKE, 1993; REEVES et al., 1994). Különböző típusú talajokon termesztett kétszáz ipari napraforgó genotípust megvizsgálva LI és munkatársai (1995) a napraforgó kaszatlélében átlagosan $0,31\text{-}1,34 \text{ mg kg}^{-1}$ kadmiumot mértek. Egy másik vizsgálatsorozatuk során három különböző talajtípus DTPE-kivonatában a Cd-tartalom $0,069\text{-}0,165 \text{ mg kg}^{-1}$ volt, míg az ezeken a talajokon termesztett ipari napraforgófajták kaszatlélében $0,35\text{-}1,45 \text{ mg kg}^{-1}$ kadmiumot mértek (LI et

* statisztikai középérték

al., 1996). Különböző országokból származó étkezési napraforgómag-mintákban a Cd-tartalom 0,32-0,54 mg kg⁻¹ között változott, a Magyarországról származó mintákban 0,25-0,45 mg kg⁻¹ kadmiumot találtak (ANDERSEN és HANSEN, 1984). A takarmányozási célra szánt mintákban ez az érték némileg magasabbnak bizonyult, a magyar napraforgómagminták átlagos Cd-tartalma ez esetben 0,41 mg kg⁻¹ volt. A szennyezetlen talajon termesztett, hazai Viki fajta kaszátbelében átlagosan 0,3 mg kg⁻¹ volt a Cd-tartalom (KOVÁCS et al., 1996). Szennyezett talajból jelentős mennyiségű kadmium kerülhet be a napraforgókaszatba (KÁDÁR és PÁLVÖLGYI, 2003; RADWAN, 1991; STOEWESAND et al., 1986; SZABÓ és FODOR, 2003). Szabadföldi kísérletben, szennyvíziszappal kezelt csernozjom talajon például a napraforgó (Viki fajta) tányérjában a Cd-tartalom a júliusi 100 µg kg⁻¹ értékről szeptemberre 250 µg kg⁻¹-ra nőtt (GYÖRI et al., 1992).

2.3.3. Króm a talajokban és a növényekben

A litoszférában átlagosan 200 mg kg⁻¹ króm (Cr) található. A felszíni talajok krómtartalma 5-1000 mg kg⁻¹ tartományban mozog (az ún. serpentintalajok 0,2-0,4 % krómot is tartalmazhatnak), a világátlag 54 mg kg⁻¹. A hazai talajok krómtartalma viszonylag széles tartományban (<5-45 mg kg⁻¹) változik, a hazai háttérérték (A-érték) összes krómra 30 mg kg⁻¹ (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1993; 10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A talajok *krómmal* az ipari termelés során (pl. a bőrcserzés, galvánózás, festékgyártás melléktermékeivel), illetve a légszennyezés (acélipar, fémkohászat, szén elégetése) következtében *szennyeződhetnek el*. Ipari üzemek, hőerőművek, forgalmas utak mentén a növények krómtartalma megemelkedhet (a króm a feltalajban dúsul fel). Jelentős mennyiségű króm (100-10000 mg kg⁻¹, átlag 500 mg kg⁻¹) kerülhet be a szennyvíziszapokba, pl. ipari üzemek szennyvizéből. Szennyvíziszappal kezelt talajokból azonban a növények viszonylag kevés krómot vesznek fel. A króm jelen van a foszfátműtrágyákban (a szuperfoszfátban), valószínűleg a kevésbé toxikus Cr(III) sók formájában. A nitrogénműtrágyák, a meszezőanyagok és a szerves trágyák krómszennyeződése általában csekély mértékű (2. táblázat) (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; CANALI et al., 1997; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, összes krómra vonatkozó hazai szennyezettségi határérték (B-érték) 75 mg kg^{-1} , a Cr(VI)-ra vonatkozó határérték 1 mg kg^{-1} (10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A króm a talajokban elsősorban Cr(III)-ion formájában fordul elő, mely 5,5-ös pH felett kicsapódik. A Cr(VI)-ion a talajokban igen instabil, könnyen Cr(III)-ionná redukálódik, erősen savanyú és lúgos körülmények között pedig könnyen mobilizálódik. Mindez igen fontos jelenség, mivel a Cr(III)-ion jóval kevésbé toxikus és a növények számára nehezebben felvehető, mint a Cr(VI) ionforma. A talaj 150 mg kg^{-1} -nél nagyobb krómtartalma általában már fitotoxikus hatású. A talajok meszezésével, foszfor- és szervesanyag-kijuttatással a növények krómfelvétele csökkenthető, a Cr(VI)-ion kevésbé toxikus Cr(III)-ionná redukálása kénnel, levélkomposztal elősegíthető (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; CANALI et al., 1997; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991; SZABÓ et al., 1993).

A króm nem tartozik az esszenciális növényi tápelemek közé, kis mennyiségben azonban *biopozitív* (stimulatív) hatású lehet. A talajokból a növényekbe általában kevés króm kerül be, a szennyezetlen talajok növényeinek krómtartalma $0,02\text{-}0,2 \text{ mg kg}^{-1}$. A növények gyökerének krómtartalma legtöbb esetben jóval nagyobb, mint a hajtásé (levél, szár), a legkevesebb króm a termésben vagy a magvakban található. A növényekben általában $1\text{-}10 \text{ mg kg}^{-1}$ króm okoz *mérgezési tüneteket*: a hajtás elhervad, a gyökérfejlődés gátolt, a fiatal levelek klorotikusak, illetve barnásvörös színűek, a gabonafélék levelein klorotikus sávok alakulnak ki. Krómmérgezés esetén a növényekben számos esszenciális elem felvétele gátolt (ADRIANO, 1986a, 2001; CANALI et al., 1997; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991; PAIS, 1980, PAIS és JONES, 1997; SZABÓ et al., 1993).

2.3.4. Nikkel a talajokban és a növényekben

A földkéreg átlagos *nikkel* (Ni) -tartalma 80 mg kg^{-1} . A *felszíni talajok* nikkeltartalma $0,2\text{-}450 \text{ mg kg}^{-1}$ között változik, a világátlag 22 mg kg^{-1} , a szerpentintalajok nikkeltartalma elérheti a több ezer mg kg^{-1} -ot. A hazai talajok nikkeltartalma széles tartományban ($<5\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$) változik, a hazai háttérérték (A-érték) $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$. A homok és vályogtalajokban kevesebb nikkel található, mint az agyagtalajokban (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1993; 10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A *talajokba nikkel kerülhet* a bányászat, kohászat során, illetve az olajszármazékok, szén és szemét elégetésével. A forgalmas utak mentén a dízelolaj elégetése következtében a talaj

nikkeltartalma az ólomhoz, cinkhez, rézhez hasonlóan megemelkedhet. A mezőgazdasági termelés során nikkellel szennyeződhetnek el a talajok a szennyvíziszap hasznosítás során, mivel a nikkelt feldúsulhat a szennyvíziszapokban. A szennyvíziszapokból a cinkhez hasonlóan viszonylag sok nikkelt kerülhet be a haszonnövényekbe és ott fitotoxicitást okozhat. A műtrágyák, meszezőanyagok és a szerves trágyák nikkeltartalma kicsi, ezért valószínűtlen, hogy azok komoly mértékű nikkelszennyeződést okoznának (2. táblázat) (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, nikkeltre vonatkozó hazai szennyezettségi határérték (B-érték) 40 mg kg^{-1} (10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A nikkelt talajbéli mobilitása és növények általi felvehetősége fordított arányban áll a talaj kémhatásával, így a túlzott nikkeltfelvétel ellen legkönnyebben a talaj meszezésével védekezhetünk. A nikkeltakkumulációt a szerves anyag, a foszfor- és magnéziumkijuttatás is csökkentheti (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

A nikkelt a szakirodalmi adatok szerint a talajokban eléggé mozgékony, és a növényekbe is könnyen bekerül. A talajok és a növények nikkeltartalma általában pozitív korrelációban áll egymással. A nikkelt a növényeken belül könnyen szállítódik, így a levelekbe is, a magvakba is bekerülhet. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények nikkeltartalma általában $0,1\text{--}5 \text{ mg kg}^{-1}$. A nikkelt nem esszenciális mikroelem, *biológiailag kedvező hatása* azonban bizonyított. A nikkelt az ureáz enzim alkotórésze, így a hüvelyes növények nitrogén-anyagcseréjében fontos szerepet tölt be. A növényekben $10\text{--}100 \text{ mg kg}^{-1}$ nikkelttartalom esetén jelentkeznek *toxikációs tünetek*: a növények növekedése és gyökérfejlődése gátolt, a leveleken a vasklorózishoz hasonló tünetek alakulnak ki. Nikkeltmérgezés esetén csökken a növények fotoszintézise, transzspirációja, nitrogénkötése és vaskeltvétele. Egyes növényfajok igen nagy mennyiségű nikkelt felvételére (hiperakkumulációjára) és eltűrésére képesek (2.5.1. fejezet) (ADRIANO, 1986ab, 2001; BAKER et al., 1994; BROOKS, 1998; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991; PAIS, 1980, PAIS és JONES, 1997; SZABÓ et al., 1993).

2.3.5. Réz a talajokban és a növényekben

A litoszférában átlagosan 50 mg kg^{-1} réz (Cu) található. A felszíni talajok réztartalma $2\text{--}250 \text{ mg kg}^{-1}$ tartományban változik, az átlagos mennyiség 20 mg kg^{-1} . A mezőgazdaságilag művelt talajokban általában $1\text{--}50 \text{ mg kg}^{-1}$ található. Ez az érték hazai talajok esetén $<10\text{--}40 \text{ mg kg}^{-1}$, a

hazai háttérérték (A-érték) 30 mg kg^{-1} (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1987; 10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A talajok *rézszennyeződését* részben a bányászat, kohászat, fémelőállítás következtében fellépő légköri kiülepedés okozhatja. A hőerőművekben elégetett szénből keletkezett hamuban $14\text{-}2800 \text{ mg kg}^{-1}$ rézet mértek – melyet, ha a talajokba dolgoznak be, jelentős szennyezőforrás lehet. A fa, fosszilis tüzelőanyagok és a szemét elégetése következtében a városi talajok réztartalma a vidékiekhez képest 5-10-szeresére nőhet. Forgalmas utak mentén kissé megemelkedhet a talajok réztartalma. Réz kerülhet a talajba az elektromos vezetékek, csövek korróziójával is (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; THORNTON, 1991).

A mezőgazdasági talajok legjelentősebb szennyező forrásai a réztartalmú növényvédő szerek. Ezekből jelentős mennyiségű réz kerülhet be a termőtalajokba (pl. szőlő- vagy komlóültetvényekben), mely a felső rétegekben dúsul fel. Általában a talaj $150\text{-}400 \text{ mg kg}^{-1}$ -os réztartalma már fitotoxikus. A szennyvíziszapok réztartalma szintén jelentős lehet (2. táblázat), a szennyvíziszapokkal kezelt talajokból azonban viszonylag kevés réz kerül be a növényekbe. Réz takarmány-kiegészítők alkalmazása esetén megnő a sertés- és tyúktrágya réztartalma, és az elérheti akár a 2000 mg kg^{-1} -os értéket is. A műtrágyák és a meszezőanyagok réztartalma ritkán haladja meg a 100 mg kg^{-1} -ot, ezért csak csekély mértékben szennyezik a talajokat (2. táblázat) (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, rézre vonatkozó hazai szennyezettségi határérték (B-érték) 75 mg kg^{-1} (10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

A réz a talaj szerves és szervetlen alkotórészeivel egyaránt kölcsönhatásba lép, és a felső rétegekben akkumulálódik (nem mosódik ki). A réz mobilitása a talaj kémhatásának emelkedésével csökken, a talajok meszezése tehát csökkenti a növények rézfelvételét. Hasonló hatása van a talajokba juttatott szerves anyagoknak és foszfátműtrágyáknak is (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

A réz a növények számára *esszenciális mikroelem*, számos élettani folyamatban (fotoszintézis, respiráció, szénhidrát- és nitrogén-anyagcsere) fontos szerepet játszik, több enzim alkotórésze. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények $5\text{-}20 \text{ mg kg}^{-1}$ rézet tartalmaznak, $2\text{-}5 \text{ mg kg}^{-1}$ -os réztartalom esetén hiánytünetek alakulnak ki. A réz elsősorban a növények gyökerében dúsul fel, a föld feletti szervekbe kevés kerül be. A hajtás $20\text{-}30 \text{ mg}$

kg⁻¹-nál magasabb réztartalma már *toxicitási tüneteket* okozhat: a gyökérzet károsodik (megvastagodik, elszíneződik, az elágazások száma csökken), a levelekben klorózis alakul ki, az esszenciális elemek felvétele gátolt (ADRIANO, 1986ab, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; PAIS, 1980, PAIS ÉS JONES, 1997; SZABÓ et al., 1987).

2.3.6. Ólom a talajokban és a növényekben

Az *ólom* (Pb) átlagos mennyisége a földkéregben 15 mg kg⁻¹. A felszíni talajok ólomtartalma 3-189 mg kg⁻¹ tartományban változik, a szennyezetlen mezőgazdasági talajok ólomtartalma 10-67 mg kg⁻¹, átlagosan 32 mg kg⁻¹. A hazai talajok 80 %-ának ólomtartalma kisebb, mint 25 mg kg⁻¹, ugyanennyi a hazai háttérérték (A-érték) is (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1995, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1994; 10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

Az ólom a legnagyobb mennyiségben a bioszférába kerülő és a legismertebb toxikus nehézfémek közé tartozik. Emberi tevékenység következtében a víz, a levegő és a talaj egyaránt elszennyeződött ólommal. Talajaink *ólomszennyeződését* az ipari tevékenység (bányászat, kohászat) mellett elsősorban – megszüntetésükig hazánkban is – a közlekedés során elégetett ólmozott üzemanyagok okozzák. Szennyezett területeken (pl. ipari üzemek környékén) a talajok ólomtartalma a több ezer mg kg⁻¹ (esetenként a több tízezer mg kg⁻¹) értéket is elérheti. Forgalmas autóutak mentén szintén megemelkedhet a talajok ólomtartalma, mely az utaktól távolodva fokozatosan csökken. Feltételezhetően a hazai út menti talajok ólomszennyeződése nem fokozódik tovább, mivel 1999-ben hazánkban is betiltották az ólmozott üzemanyagok forgalmazását. A talajok ólomszennyeződéséhez hozzájárulhatnak továbbá a széntüzelésű erőművek és a gumigyárak, és az ólomakkumulátorokból, gumiköpenyek kopásából, ólomtartalmú festékekből, műanyagok elégetéséből is kerülhet ólom a talajokba (ADRIANO, 1986ab, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1995; SZABÓ et al., 1994; THORNTON, 1991).

A mezőgazdasági termelés során ólom juthat be a talajokba a szennyvíziszapokból, melyek ólomtartalma általában 1000 mg kg⁻¹ alatt van. Szennyvíziszap közvetítésével viszonylag kevés ólom kerül be a növények termésébe, mivel azt a növények nem tudják gyökereikből a föld feletti szerveikbe szállítani. A műtrágyák és a meszezőanyagok ólomtartalma nyomoktól néhány száz mg kg⁻¹-ig terjed, ezek azonban az ólom rendkívül kis mértékű mobilitása miatt nem járulnak hozzá jelentős mértékben az ólom táplálékláncba kerüléséhez. Korábban ólomszennyeződést okozhatott a gyümölcsösökben alkalmazott ólom-arsenát növényvédő

szer, használatát azonban betiltották (ADRIANO, 1986ab, 2001; ALLOWAY, 1990; CSATHÓ 1994ab; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991, 1995).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, ólomra vonatkozó hazai szennyezettségi határérték (B-érték) 100 mg kg^{-1} (10/2000 (VI.2.) KöM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET).

Az ólom a talajban erősen kötődik a talajkolloidokhoz és a szerves anyagokhoz, illetve oldhatatlan csapadékként van jelen. A talajfelszínre került ólom elsősorban a felső rétegekben akkumulálódik, lefelé haladva mennyisége fokozatosan csökken. A növények (elsősorban a gyökerek) ólomakkumulációját a talaj meszezésével, foszfátok, szulfátok, mangán-oxid és szerves anyag kijuttatásával lehet csökkenteni (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KÁDÁR, 1991; SZABÓ et al., 1994).

Az ólom a növények számára *nem esszenciális*, igen kis mennyiségben azonban *stimuláló* (serkentő) hatású lehet. A kutatók elsősorban az ólom-nitrát növekedés serkentő hatásáról számoltak be, a növények ólomszükségletét $2\text{-}6 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ körüli értékre becsülték. A szennyezetlen talajokon fejlődő növényekben általában $0,1\text{-}10 \text{ mg kg}^{-1}$ ólom található, az átlagérték 2 mg kg^{-1} . Talajból történő ólomfelvétel esetén a gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti szervek. Az ólom a többi nehézfémhez képest mérsékelten fitotoxikus, az ólommal elszennyezett talajokban azonban csökken a mikrobiológiai tevékenység és az enzimaktivitás. Általában a talaj $100\text{-}500 \text{ mg kg}^{-1}$, a növények $30\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$ -os ólomtartalma esetén alakulnak ki *toxicitási tünetek*: a növény fejlődése lelassul, fotoszintézise, sejtosztódása, vízfelvétele gátolt. A levelek ez esetben sötétzöldek, az idősebb levelek elhervadnak, rövid barna színű gyökerek és satnya levelek alakulnak ki. A növények leveleinek felületére jelentős mennyiségű ólom rakódhat le a levegőből (ólomkohók környékén akár $0,15 \%$!), legtöbbször azonban ilyenkor sem alakulnak ki látható toxicitási tünetek. Az ólom legnagyobb mértékben a levélzöldségekben (elsősorban a salátában) akkumulálódik. Ólommal szennyezett élelmiszerek, talaj és levegő közvetítésével rendszeresen jelentős mennyiségű ólom kerülhet be az állati és emberi szervezetbe, mely ott egészségkárosodást okozhat (ADRIANO, 1986a, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; PAIS, 1980, 1996; PAIS ÉS JONES, 1997; SZABÓ et al., 1994).

2.4. Nehézfémek a szennyvíziszapokban

A szennyvizek tisztítása során keletkezett szennyvíziszapok ártalommentes elhelyezése világszerte, így hazánkban is, aktuális környezetvédelmi feladat (EPSTEIN, 2002; PÁLNÉ, 1996; VERMES, 2003, 2005). A települési szennyvíziszapok deponálása, elégetése, terület-feltöltésre történő hasznosítása, más anyagba történő beépítése, tengerbe történő ömlesztése nem jelenthet végleges megoldást, illetve veszélyezteti a bioszférát. A szennyvíziszapokat elsősorban mezőgazdasági, parkosítási és rekultivációs célra alkalmazzák. Jelenlegi ismereteink alapján a települési szennyvíziszapok megfelelő körültekintéssel végzett mezőgazdasági hasznosítása (termőtalajba történő kijuttatása) tűnik a legkörnyezetkímélőbb megoldásnak (EPSTEIN, 2002; VERMES, 2005).

A szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok a növények által közvetlenül felhasználható tápanyagokban (elsősorban nitrogénben és foszforban, valamint kalciumban, magnéziumban és nyomelemekben), humuszképző, talajjavító, talajtermékenység-növelő anyagokban gazdagok. A települési szennyvíziszapok jelentős mennyiségű szerves anyagot tartalmaznak, melyek aránya a szárazanyagban elérheti az 50 %-ot is. Szennyvíziszap kijuttatás hatására nő a termőtalajok szervesanyag-tartalma, humusztartalma megemelkedik, javul a talaj termékenysége, tápanyag szolgáltató képessége és mikrobiológiai aktivitása (HAIDEKKER, 2002; EPSTEIN, 2002; VERMES, 2005).

A települési szennyvíziszapok kijuttatása azonban nemcsak előnyökkel jár, hiszen számos nem kívánatos anyagot, elsősorban *nehézfémeket* és szerves mikroszennyezőket juttatunk velük a talajba (HAIDEKKER, 2002; EPSTEIN, 2002). Mivel a szennyvíztisztítás során a fémek nem bomlanak le, a szennyvíziszapokban gyakorlatilag minden szennyvízbe bekerült fém megjelenik, feldúsul. Környezetvédelmi szempontból ezek közül a legjelentősebb a kadmium, a króm, a réz, a higany, a mangán, a nikkel, az ólom, a mangán és a cink (ADRIANO, 1986a, 2001, ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001). A 2. táblázatban tüntettük fel azokat a koncentrációtartományokat, melyekben a fenti fémek a települési szennyvíziszapokban világszerte előfordultak. Hazánkban ez a tartomány általában kedvezőbb (Cd: 1-74; Cr: 9-1200; Cu: 60-3127; Hg: 1-20; Mn: 99-1062; Ni: 7-359; Pb: 36-540; Zn: 285-4915 mg kg⁻¹; VERMES, 1987). Az elmúlt évek környezetvédelmi erőfeszítéseinek köszönhetően a fenti szélsőségesen nagy értékek a fejlett országokban, így hazánkban is, lecsökkentek. A települési szennyvíziszapok fémtartalma attól is függ, hogy az adott településen milyen fémszennyezést kibocsátó egység üzemel, és milyen más forrásból (pl. közlekedés, háztartások) kerülnek fémek a szennyvizekbe. Általában a metropoliszok,

nagyvárosok szennyvíziszapjaiban több fém található, mint a kisebb településeikében (EPSTEIN, 2002; VERMES, 2005).

Az iszapokkal kikerülő nehézfémek közül több nem kívánt mértékben felhalmozódhat a talajban, ezért nem minden települési szennyvíziszap használható fel a mezőgazdaságban (JUSTE és MENCH, 1992). Különösen igaz ez a nehézfémekkel nagymértékben szennyezett iszapokra, amelyek tartós, többszöri alkalommal megismételt kihelyezésüket követően a toxikus elemek feldúsulását eredményezhetik a talaj felső művelt rétegében (HATALYÁK és SZALAI, 1994; SILVEIRA et al., 2003). A nehézfémekkel kis mértékben szennyezett szennyvíziszapokkal végzett, kis dózisokat alkalmazó félüzemi és üzemi kísérletekben nehézfém-felhalmozódást a talaj felső rétegében általában nem tudtak kimutatni (JUSTE és MENCH, 1992; SZLÁVIK, 1984).

Nhézfémekkel erősen szennyezett iszapok rendszeres, nagyadagú elhelyezése során azonban a fémfelhalmozódás elérheti, vagy meghaladhatja a kritikus szintet a talajokban. Ez a természetes növényekben is nehézfém-feldúsulást eredményezhet, mely toxikus lehet a növényzetre, a növények közvetítésével pedig másodlagos mérgezéseket okozhat a növényi termékeket fogyasztó állatokban és emberekben is (JUSTE és MENCH, 1992; VERMES, 2003, 2005). A talajba bevitt és ott jelenlévő összes toxikus anyag nem mind vehető fel a növények számára. A szennyvíziszapok nehézfém-tartalmának megítéléséhez éppen ezért az úgynevezett „összes” fémtartalom mellett, a növények által „felvehető” fémtartalom mérése is fontos lenne. Ez utóbbi meghatározása azonban nem egyszerű és nem egyértelmű, mert függ a növényfajtól és -fajtától, az iszap és a talaj pH-jától, a talaj nedvességtartalmától, szervesanyag-tartalmától és kationcserélő-kapacitásától (CSANÁDY, 1984; KÁDÁR, 1999).

A nehézfémek a talajkolloidokhoz kötődnek, ezáltal a talajban való vándorlásuk, illetve kimosódásuk általában jelentéktelen. A szerves anyag bomlásával azonban a korábban megkötött fémek újra felvehetővé válnak. Minden iszapelhelyező helyen ezért nagy gondot kell fordítani a talaj szervesanyag-tartalmának fenntartására. Az iszapok mezőgazdasági elhelyezésénél fontos tehát felmérni a talajban lejátszódó, mobilitást befolyásoló folyamatokat. A talaj savanyodása következtében szintén fokozódhat a legtöbb nehézfémek mozgékonyasága, hiszen azok oldhatósága a pH csökkenésével jelentősen nő. A kémhatás mellett a talajok kötöttsége, illetve agyagtartalma is meghatározó a nehézfémek viselkedése szempontjából. A kötöttséggel, illetve az agyagtartalom növekedésével a nehézfémek felvehetősége csökken (ADRIANO, 1986a, 2001, ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001, KÁDÁR, 1992, 1995).

A szennyvíziszapok nehézfém-tartalma a talajban maradandó veszélyforrást jelent, ezért a fejlett országokban szabályozzák a mezőgazdasági termelésben felhasználható iszapok megengedhető toxikuselem-tartalmát, maximálják ezen elemek évente kiadható mennyiségét, és a talajban a szennyvíziszap-kijuttatás után megengedhető nehézfém-tartalmakat. A hazai szennyvíziszapokban megengedett nehézfém-tartalom mezőgazdasági felhasználás esetén kadmiumra 10, összes krómra és rézre is 1000, nikkelre 200, ólomra 750, cinkre pedig 2500 mg kg⁻¹ sz.a. A mezőgazdasági területre évente kijuttatható nehézfémek mennyisége kadmium esetén 0,15; összes króm és réz esetén 10, nikkel esetén 2, ólom esetén 10, cink esetén pedig 30 kg ha⁻¹ sz.a. (50/2001. (IV.3.) KORMÁNYRENDELET).

Mezőgazdasági területen csak biológiailag, kémiailag, hőkezeléssel, tartós (legalább 6 hónapig tartó) tárolással vagy más kezeléssel stabilizált szennyvíziszap helyezhető el. A nehézfémek döntő hányada kicsapódik a szennyvízből, és az iszapban akkumulálódik. A szennyvíziszapok nehézfém-tartalma változatlan marad a komposztálás, vagy bármilyen egyéb kezelés, víztelenítés, szárítás során. A szerves anyag és víztartalom csökkenésével ugyanakkor a nehézfémek aránya nő a szennyvíziszapokban. A különböző szennyvíziszap-kezelési eljárások megváltoztathatják a nehézfémek kémiai kötési formáit és növények általi felvehetőségét, mely más, pl. az aerob komposztálás vagy az anaerob rothasztás után (DEBERTOLDI, 1987; HENRY és HARRISON, 1992). Értelt iszapban a nehézfémek nagy hányada kapcsolódik a szerves anyaghoz, és kis mennyiség van jelen szulfidok, foszfátok és oxidok formájában. A szennyvíziszap komposzt stabilitása, talajban történő lassúbb lebonthatósága ezért mindenképpen kedvezőbb a nehézfémek felvétele szempontjából (EPSTEIN, 2002; FERENCZ és ZVADA, 1984; HENRY és HARRISON, 1992).

2.5. Nehézfém-szennyeződés fitoindikációja

Az *indikátorszervezetek* (biológiai indikátorok) előfordulásukkal vagy hiányukkal, illetve változásaikkal jelzik a környezet tulajdonságait, reagálnak a végbemenő változásokra, terhelésekre, szennyezésekre. *Biológiai indikátoroknak* nevezzük azokat az élő szervezeteket (vagy együtteseket), amelyek előfordulása, vitalitása és reakciója a környezeti terhelés hatására megváltozik. A biológiai indikátorokat jelzésük mikéntje alapján két csoportba oszthatjuk. Az *akkumulációs indikátorok* kémiai összetételük módosulásával jelzik a környezetterhelést, melyet kémiai analízissel számszerűsíteni lehet. A *reaktív indikátorok* szünfenobiológiai sajátosságaiknak megváltozásával jeleznek, melyet pl. fiziológiai-biokémiai paraméterek mérésével lehet érzékelni. Az elmúlt évtizedben számos vizsgálat bizonyította, hogy a talajba vagy a levegőbe kijuttott nehézfémeket növényi szervezetekkel is

érzékenyen lehet jelezni és mérni. A *fitoindikátorok* olyan növényi szervezetek, melyeket egy adott helyen, az ún. biomonitring* során, a környezetszennyeződés mérésére lehet alkalmazni (GONDI et al., 2003; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; KOVÁCS et al., 1986; MARKERT, 1993; TURCSÁNYI et al., 1992).

Forgalmas utak mentén a talajt és levegőt ért nehézfém (elsősorban Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) - szennyeződést zuzmókkal (TUBA és CSINTALAN, 1993), mohákkal (MARKERT et al., 1996), gyomnövényekkel (köztük *Taraxacum* és *Cichorium* fajokkal; DÁNIEL et al., 1997; DJINGOVA és KULEFF, 1993; KABATA-PENDIAS és DUDKA, 1991; KABATA-PENDIAS és KRAKOWIAK, 1998; ÖZTÜRK és TÜRKAN, 1993; RULE, 1994), fűfélékkel (DIETL et al., 1996; GARZIA et al., 1996; KÁDÁR és KONCZ, 1993; YLÄRANTA, 1995), mezőgazdasági növényekkel (KÖLES et al., 1997; NASRALLA and ALI, 1985; YLÄRANTA, 1995;), bokrokkal és fákkal (KOVÁCS et al., 1981; ÖZTÜRK and TÜRKAN, 1993) lehet fitoindikálni.

Monitorok fajokról akkor beszélünk, ha egy szervezetet a szennyezőanyagok környezetbéli jelenlétének, illetve az élő szervezetekre gyakorolt hatásának kimutatására használunk. Származás alapján passzív és aktív monitorfajokat különböztetünk meg. *Passzív monitorfajok* lehetnek pl. a vadon termő és termesztett növények. Monitoring* céljára ezek „természetes” állományából veszünk mintákat. Az *aktív monitorfajokat* viszont kifejezetten monitoring céljára telepítjük (transzplantáljuk) a megfigyelni kívánt területre expozíciós táblákon, ládákban, cserepekben, ketrecekben vagy Petri-csészékben (KOVÁCS et al., 1986; TURCSÁNYI et al., 1992).

Az ideális *nehézfém fitoindikátor* faj tulajdonságai KABATA-PENDIAS és PENDIAS (2001) szerint a következők:

- megfelelő (jól kimutatható) mértékben akkumulál egy adott nehézfémeket, illetve több nehézfém egyidejű felvételére képes,
- jól tűri a nehézfém-felesleget, nagy nehézfém-felvétel esetén sem betegszik meg vagy pusztul el a növény,
- nagy számban előfordul a megvizsgált ökoszisztémában, földrajzilag széleskörűen elterjedt,
- könnyű azonosítani és megmintázni,
- évszaktól függetlenül begyűjthető, illetve kihelyezhető,

* Monitoring alatt a természetes vagy mesterséges környezet megváltozásának nyomon követését értjük rendszeres megfigyelő és mérőhálózat alkalmazásával. A monitoring során a környezet fizikai és kémiai állapotát vagy közvetlenül műszerekkel mérik, vagy pedig biológiai objektumok segítségével közvetve vonnak le következtetéseket a környezet állapotára vonatkozóan (ezt nevezzük biomonitringnak). In: Láng I. (szerk). 1993. Környezetvédelmi Lexikon II. Akadémiai Kiadó. Budapest. p.91.

- a környezetet ért terhelés mértéke és a növény nehézfém-felvétele között szoros korreláció van.

A fenti kritériumoknak csaknem egészében megfelel a gyermekláncfű (*Taraxacum officinale*), illetve a többi *Taraxacum* faj, melyeket eredményesen alkalmaztak a talajt és levegőt szennyező nehézfémek kimutatására (DJINGOVA és KULEFF, 1993; KABATA-PENDIAS és DUDKA, 1991; KABATA-PENDIAS és KRAKOWIAK, 1998; RULE, 1994). A gyermekláncfű mellett a nehézfémek fitoindikációját vizsgáló kutatásainkat a mezei katángra (*Cichorium intybus* L.), illetve annak egyik termesztett változatára a levélcikóriára (*Cichorium intybus* L. var. *foliosum*) is kiterjesztettük. A forgalmas utak mellől begyűjtött mezei katáng levelében megnőtt a Pb-, Zn- és Cd-tartalom (ÖZTÜRK AND TÜRKAN, 1993). Hazai kutatások során is beigazolódott, hogy a mezei katáng fitoindikátornak tekinthető, és a forgalmas autóutak mentén begyűjtött gyomnövények közül ez akkumulálta a legtöbb rezet a levelében (DÁNIEL et al., 1997).

A mezei katáng (7. fotó) évelő gyomnövény, mely a fészkesvirágúak (*Compositae*) családba tartozik. Ez az átlagosan 1 méteres magasságot is elérő növény gyakran előfordul az utak és szántóföldek szélén, műveletlen területeken, kertekben, mezőkön, réteken, legelőkön és a folyópartokon. A mezei katáng Európa, Kis-Ázsia és Észak-Afrika mérsékelt klímájú vidékein őshonos, de mára kozmopolita gyomnövénné vált. Júliustól októberig virágzik, világos kék virágait (7. fotó) könnyű felismerni, mely a passzív monitoring vizsgálatokat megkönnyítheti. Termesztett változata a levélcikória és a gyökércikória (*Cichorium intybus* L. var. *radicosum*), előbbi salátaként fogyasztják, utóbbiból pedig kávépótszer készül (UJVÁROSI, 1973).

2.6. Nehézfémekkel szennyezett talaj és víz fitoremediációja

Mint ahogyan azt a bevezetőben már definiáltuk, a *fitoremediáció** során növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztítjuk meg a környezeti elemeket a szervetlen vagy szerves kémiai jellegű szennyező anyagoktól (CUNNINGHAM et al., 1996; SIMON, 1999, 2004).

A *fitoremediáció előnyei* közé tartozik a többi remediációs eljáráshoz képes, hogy környezetkímélő technológia és lényegesen (egy nagyságrenddel) olcsóbb, mint a hagyományos fizikai vagy fizikai–kémiai talajtisztítási eljárások. A fitoremediáció során kevesebb másodlagos szennyeződés (pl. szennyezett víz) keletkezik, a talaj fizikai szerkezete nem károsodik, biológiai aktivitása nem szűnik meg, termékenysége a legtöbb esetben

* *fito*=növény, *remedium*=orvoslás, gyógyszer, orvosság

megmarad. Az eljárás nagy felületen, *in situ* alkalmazható. A betakarított, szennyeződést tartalmazó biomasszából elégetés után (melyel egyúttal energiát is lehet termelni), a hamuban koncentrált nehézfémek visszanyerhetők, vagy a keletkezett hamu veszélyes hulladék lerakóban deponálható. A kezelendő biomassza tömegét komposztálással is lehet csökkenteni, és ezt a fémekben gazdag komposztot a mikroelemekben szegény talajba lehet – ellenőrzött körülmények között – visszajuttatni. Ez elsősorban nem mérgező, a növények, állatok vagy az ember számára létfontosságú mikroelemek, pl. Zn, Cu és Se esetén jöhet szóba (CUNNINGHAM et al., 1996; SALT et al., 1998; SIMON, 1999; 2004).

A *fitoremediáció hátrányai* közé tartozik, hogy időigényes folyamat. A növények nem vesznek fel, vagy nem bontanak le minden szennyezőanyag-féleséget, és a fitoremediáció során a növényeket gondozni kell (tápanyagokkal, vízzel kell ellátni). Az eljárás elsősorban az olyan mérsékelt (pl. szennyvíziszappal) szennyezett talajok tisztítására alkalmas, ahol nem kell az összes szennyező anyagot eltávolítani, elegendő azok mennyiségét a határérték alá csökkenteni (CUNNINGHAM et al., 1996; McGRATH et al., 2002; Simon, 2004).

Gyorsan fejlődő környezetvédelmi technológiáról van szó, a fitoremediációt vizsgáló kutatások a kilencvenes években gyorsultak fel, és hazánkban is elindultak (BLACK, 1995; BOYAJIAN és CARREIRA, 1997; KERESZTÚRI és LAKATOS, 2003; LAKATOS et al., 2002; MÁTHÉNÉ és ANTON, 2004; NEGRI és HINCHMAN, 2000; PRASAD et al., 2005; SIMON, 1999; 2004; 2005ab; SIMON et al., 1998; SIMON és WENZEL, 2003; SUMNER 1997; TAMÁS és KOVÁCS, 2002, 2005; TAMÁS et al., 2005; TERRY és BAÑUELOS, 2000; VAN DER LELIE et al., 2001; WATANABE, 1997).

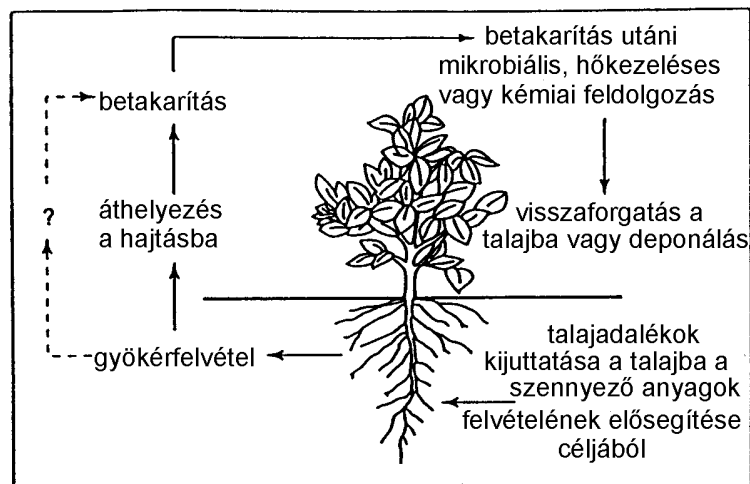
A fitoremediációt egyelőre még nem alkalmazzák iparszerűen, viszont az Egyesült Államokban sok gyakorlatorientált vállalkozás alakult erre a célra. Az Európai Unióban is elkezdődtek a szabadföldi kísérletek, itt azonban inkább alapkutatások folynak (VAN DER LELIE et al., 2001). Szeretnénk – saját kutatási tapasztalataink alapján is (SIMON és WENZEL, 2003; SIMON 2005ab) – hangsúlyozni, hogy a fitoremediáció nem egy olyan általánosan alkalmazható csodaszer, amely bárhol, bármilyen szennyezőanyag eltávolítására, lebontására alkalmas. Az azonban már most is nyilvánvaló, hogy egy újszerű, környezetbarát talaj- és víztisztítási technológia van kialakulóban, mely a társadalom számára teljes mértékben elfogadható, mivel azt a növények végzik.

A fitoremediáción belül újabb fogalmak, illetve technológiai eljárások alakultak ki az elmúlt időszakban, amelyek közül a *fitoextrakció*, *rizofiltráció*, *fitovolatilizáció*, *fitostabilizáció* és a *fitodegradáció* a legígéretesebb (az egyes eljárások definícióját ld. a SIMON (2004) monográfiában). A *fitoextrakció*, *rizofiltráció*, *fitovolatilizáció* a szennyező anyagok felvételén,

áthelyeződésén alapul, a *fitostabilizáció* során a szennyező anyagok immobilizálódnak, míg a *fitodegradáció* során a szennyező anyagok lebomlanak, átalakulnak (WENZEL et al., 1999; CUNNINGHAM et al., 1996). A fitoextrakcióra, rizofiltrációra és a fitostabilizációra vonatkozó legújabb ismereteket foglaljuk össze a következő fejezetekben.

2.6.1. Fitoextrakció

A *fitoextrakció* (fito=növény, extrakció=kivonás) során magasabb rendű növényeket alkalmaznak a fémekkel szennyezett talajok megtisztítására (1. ábra).



1. ábra: A szennyező anyagok fitoextrakciója során lezajló folyamatok sémája (CUNNINGHAM, 1995 nyomán).

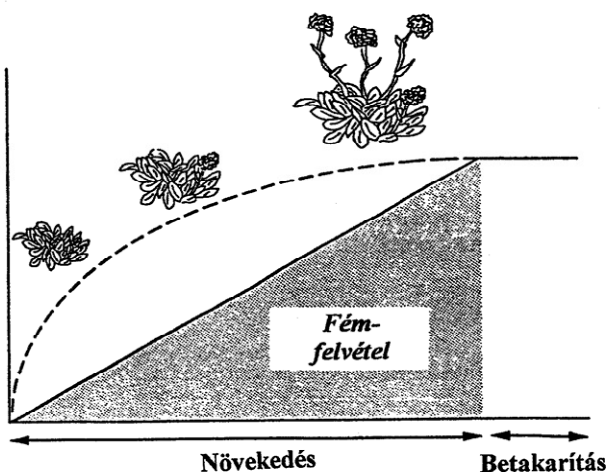
A fitoextrakción belül *passzív fitoextrakcióval*, *indukált fitoextrakcióval*, és *folyamatos fitoextrakcióval* és lehet a talajt, és részben a talajvizet megtisztítani.

A *passzív fitoextrakció* során gyorsan fejlődő nagy biomasszát képző kultúrnövényeket, nád- (pl. *Miscanthus*, *Arundo*) és fűféléket, illetve fajokokat (leginkább nyárfa- és fűzfa hibrideket, valamint nyír-, éger- és juharfákat) ültetnek a szennyezett talajra, bányameddőre (CZAKÓ et al., 2005; PRASAD et al., 2005; PULFORD és WATSON, 2003, PEUKE és RENNENBERG, 2005; TLUSTOS et al, 2005).

Kiemelten fontos, hogy az alkalmazott növényfaj kezdetben eltérje a fémek és szerves szennyezőanyagok nagy mennyiségét a szennyezett közegben, azon mélyen gyökerezve gyorsan fejlődésnek induljon, és nagy mennyiségű, akár évente többször betakarítható biomasszát képezzen. Mivel a szennyezőanyagok általában a talaj felső rétegében találhatóak, a fák gyökerei pl. viszonylag gyorsan túlnőnek azon, és így a mélyebb, nem szennyezett rétegekből tápanyagokat tudnak felvenni. A fémek (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) elsősorban a

gyökerekben akkumulálódnak, de a nagy mennyiségű biomassza miatt összességében sok szennyezőanyag kerül fel a föld feletti szerveikbe is. Botolással, az avar gondos összegyűjtésével, végül a fák kivágásával jelentős mennyiségű cinket, kadmiumot és nikkelt lehet a szennyezett talajból ily módon néhány év alatt eltávolítani (PULFORD és WATSON, 2003).

A folyamatos fitoextrakció során hiperakkumulátor növényeket telepítenek a szennyezett talajra, amelyek fejlődésük során folyamatosan távolítják el a fémszennyeződések a talajból – elsősorban a könnyen betakarítható hajtásukban felhalmozva azokat (BAKER et al., 1981; 1989, 1994; BROOKS, 1998; CHANEY, 1997; CUNNINGHAM és BERTI, 1993; CUNNINGHAM et al., 1995; 1997; CUNNINGHAM és OW, 1996; KUMAR et al., 1995; MCGRATH et al., 1998; 2001; 2002; PRASAD et al., 2006, RASKIN et al., 1994, 1997, 2000; SALT et al., 1995, 1998) (2. ábra).



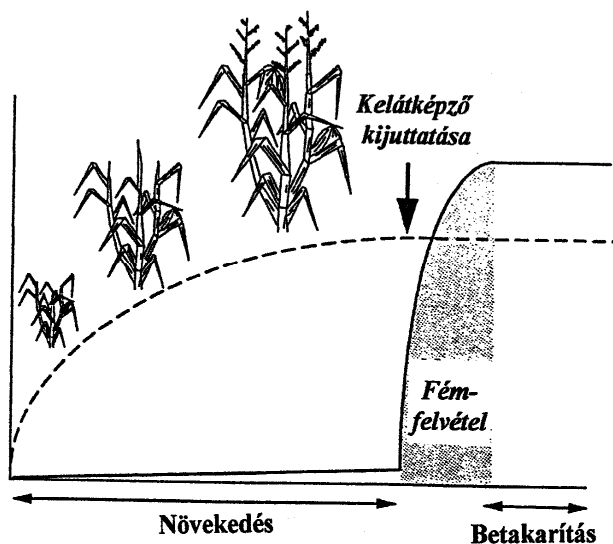
2. ábra: Folyamatos fitoextrakció sémája (a folyamatos vonal a hajtásban mért fémtartalmat, a szaggatott vonal a hajtás biomasszáját jelképezi) [SALT et al., 1998 nyomán].

Elsősorban érclelőhelyek közelében, fémekben gazdag ún. metallifer vagy serpentin talajokon találhatóak olyan őshonos növényfajok, amelyek igen nagy mennyiségben képesek cinket, nikkelt, kadmiumot, ólmot, mangánt, rezet és kobaltot felhalmozni föld feletti szerveikben. *Hiperakkumulációról** a legtöbb fém esetén akkor beszélhetünk, ha a növény hajtásában a fémtartalom meghaladja az 1000 mg kg^{-1} szárazanyag értéket (I. melléklet). Összehasonlításképpen, míg a nikkelt hiperakkumulációjára képes, nikkeltben és krómban gazdag talajokon fejlődő – a Kőszegi-hegységben is őshonos – a káposztafélék közé tartozó osztrák tarsóka (*Thlaspi goesingense*) (16. fotó) hajtásának egy kilogrammnyi

* Hiper=valamit meghaladó, valami feletti; akkumuláció=felhalmozódás.

szárazanyagában több mint 1000 mg nikkelt található (MCGRATH et al., 2002), addig a közönséges káposztában ez az érték mindössze 1-5 mg kilogrammonként (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992). A hiperakkumulátor növényekben a hajtás/gyökér fémtartalmának aránya általában >1 (a fémek elsősorban a hajtásban halmozódnak fel), míg a hiperakkumulációra nem képes növényekben ez az arány fordított, a fémek elsősorban a gyökerekben akumulálódnak (MCGRATH et al., 2001). A mérsékelt égövben a hiperakkumulátor növények elsősorban a keresztesvirágúak, a trópusokon a kutya-tejfélek családjába tartoznak, fűfélékként, gyomként, cserjeként, félcserjeként, faként fordulnak elő. A felfedezett hiperakkumulátor növényfajok száma meghaladja a 400-at (I. melléklet). A *Thlaspi*, *Alyssum*, *Sebertia*, *Berkheya* fajok hajtásukban több mint 0,01 % kadmiumot, 0,1 % kobaltot, rezet, ólmot, nikkelt, valamint 1 %-ot (10000 mg kg^{-1} -ot!) meghaladó mangánt és cinket képesek felhalmozni (BAKER et al., 1994; BROOKS, 1998; RASKIN és ENSLEY, 2000; TERRY és BAÑUELOS, 2000; MCGRATH et al., 2002).

Az indukált fitoextrakció során (indukció=elindítás, gerjesztés) kelátképzők talajba juttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (HUANG et al., 1997, 1998; CUNNINGHAM et al., 1997; MCGRATH et al., 2001, 2002; SALT et al., 1998) (3. ábra).



3. ábra: Indukált fitoextrakció sémája (a folyamatos vonal a hajtásban mért fémtartalmat, a szaggatott vonal a hajtás biomasszáját jelképezi) [SALT et al, 1998 nyomán].

A kelátképzők a fémionokkal igen nagy stabilitású, általában vízben oldódó, a növények számára felvehető vegyületeket alkotnak. Olyan növényeket (pl. kukoricát, szareptai mustárt, nádféléket) természetesen a szennyezett talajon, amelyek eltűrik a nagy fémtartalmat és nagy

mennyiségű biomasszát képeznek. Amikor a növény föld feletti hozama eléri a maximumot, fémeket kelatizáló vegyületeket (pl. EDTE-t, EGTE-t, citromsavat) juttatnak a talajba. A vízdoldhatóvá alakított fémek (Pb, Cr, U) mobilitása a talajban azonnal megnő, és a növények néhány napig jelentős mennyiségű fémeket vesznek fel a gyökerükön át a hajtásukba. Mindez a talajból származó víz leveleken keresztül történő folyamatos elpárologtatásának köszönhető, a növények tehát egyfajta szivattyúként viselkedve „felpumpálják” a szennyezőanyagokat a levelekbe. Ekkor kell a sokszor már elpusztult növényeket betakarítani (3. ábra).

Az indukált fitoextrakció gyakorlati alkalmazása abban az esetben célszerű, ha fémszennyezők mobilitása és biológiai felvehetősége a talajban rendkívül kicsi (pl. Pb, Cr, U esetén). Indukált fitoextrakciót célszerű alkalmazni abban az esetben is, ha a kis mennyiségben jelen lévő szennyeződést nem lehet hiperakkumulátor növényekkel eltávolítani, pl. radionuklidok esetén. Az indukált fitoextrakció alkalmazásával kiküszöbölhető az a gyakorlati probléma, hogy a hiperakkumulátor növények igen nagy fémfelvételre képesek ugyan, viszont kis biomasszát képeznek, és betakarításuk is nehéz. A technika alkalmazásának előnyei közé tartozik továbbá, hogy a területen rövid ideig van jelen a sok fémeket tartalmazó növényi biomassza – kisebb tehát a tápláléklánc többi tagjára (pl. az állatokra) leselkedő veszély. Hátrányként meg kell azonban említenünk, hogy a kelátképzők talajba juttatásával fennáll annak a veszélye, hogy megindul a növények által fel nem vett fémkelátok talajvíz felé történő kimosódása, Ez a probléma a szennyezett talaj kitermelésével és kibetonozott medencékbe (liziméterekbe) helyezésével kiküszöbölhető (MCGRATH et al., 2002).

Az EDTE kukorica, szareptai mustár és borsó ólomfelvételét serkentő hatását számos laboratóriumi és szabadföldi kísérletben megerősítették (CUNNINGHAM et al., 1997; MCGRATH et al., 2001, 2002). Számítások szerint amennyiben az EDTE-val indukált fitoextrakció esetén a növények hajtásába több mint $10\,000\ \mu\text{g g}^{-1}$ ólom kerül át, és a hozam eléri a $20\ \text{t ha}^{-1}$ -t, a technika gazdaságosan alkalmazható ólommal szennyezett talajok megtisztítására (MCGRATH et al., 2002).

2.6.2. Fitofiltráció

Az ipari termelés, bányászat, kohászat, mezőgazdasági termelés, hulladékelhelyezés következtében a felszíni és felszín alatti vizekbe is igen nagy mennyiségű fém került be az elmúlt évtizedekben (ADRIANO, 1986, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001). Bizonyos területeken a vizet jelentős mennyiségű radionuklid (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{240}Pu) szennyezte el. Ezeket a szennyeződések fizikai-kémiai módszerekkel; ioncserével

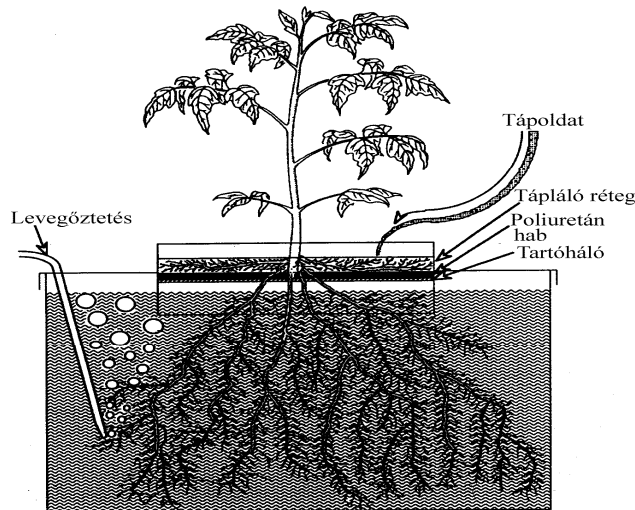
(műgyantákkal), lúgos anyagokkal történő kicsapással lehet eltávolítani a vízből. Nagy térfogatú megtisztítandó szennyvíz és kis eltávolítandó fémkoncentráció esetén azonban ezek az eljárások nagyon drágák. Bioremediációval, élő vagy elpusztult baktériumokkal, gombákkal, algákkal, magasabb rendű növények sejt kultúráival jelentős mennyiségű toxikus fém távolítható el az ipari szennyvizekből. A módszer gyakorlati elterjedését gátolja azonban, hogy költséges a fenti élő anyagok szaporítása, problémás a szennyvizekben történő immobilizálása, és az onnan történő eltávolítása (DUSHENKOV és KAPULNIK, 2000; SIMON, 2004).

Vízinövényeket is alkalmaznak az ipari szennyvizek megtisztítására, a vízi jácint, a gázló, a békalencse és a békalencse páfrány többféle vízben oldott fém eltávolítására képes (BROOKS, 1998). A vízinövényekkel történő fémeltávolítás hatékonysága azonban viszonylag kicsi, ennek oka, hogy a fenti növények viszonylag kis méretűek, illetve kis felületű, lassan növvő gyökérzettel rendelkeznek. A szennyeződések felvett víz inövények szárítással, komposztálással, elégetéssel történő térfogatcsökkentése esetén külön gondot okoz azok nagy víztartalma. Ezzel szemben a szárazföldi növények (ezen belül egyes kultúrnövények) általában nagy biomasszát képeznek, és nagy kiterjedésű, rostos, nagy fajlagos felületű gyökérzettel rendelkeznek, amelyet szobahőmérsékleten is könnyen meg lehet szárítani. (DUSHENKOV és KAPULNIK, 2000).

Az elmúlt években több kísérletben (DUSHENKOV et al., 1995; 1997; DUSHENKOV és KAPULNIK, 2000; SALT et al., 1997; TAMÁS et al., 2005) bizonyították, hogy a magasabb rendű szárazföldi növények nagy gyökérfelülete adszorpcióval, abszorpcióval és kicsapással hatékonyan távolítja el a toxikus fémeket a szennyezett vízből. Ezt a folyamatot *rizofiltrációnak** nevezték el. A rizofiltráció során növényi gyökerek segítségével távolítják el a fémeket, radionuklidokat a szennyezett vízből (4. ábra).

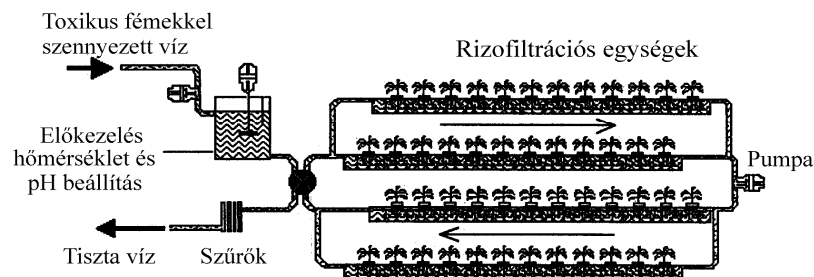
A nehézfémeket (Cd, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn, U), illetve a radionuklidokat (^{137}Cs , ^{90}Sr) a gyökerek megkötik, felhalmozzák, vagy kicsapják. Rizofiltrációra elsősorban azok a növényfajok alkalmasak, amelyek nagy gyökértömeggel, gyökérfelülettel rendelkeznek, gyökereik sok fém megkötésére képesek, és viszonylag kevés fémet szállítanak át a gyökereik a hajtásba. Ígéretes növények ilyen szempontból az egyes fűfélék, valamint a napraforgó és a szareptai mustár. Szárazanyagra számítva a gyökerek ólomakkumulációja meghaladhatja a 10%-ot. (DUSHENKOV et al., 1995; 1997, DUSHENKOV és KAPULNIK, 2000; RASKIN et al., 1997).

* Rizo=gyökér, filtráció=szűrés



4. ábra: Rizofiltrációs egység [Duschenkov és Kapulnik, 2000 nyomán]

Technikailag meg kellett oldani, hogy a rizofiltrációt végző gyökerek folyamatosan érintkezzenek az áramló szennyezett vízzel. Ilyen célra alkalmas rizofiltrációs egységet mutat be a fenti 4. ábra (DUSHENKOV és KAPULNIK, 2000). A növények poliuretánhabból készített tálcán úsznak, amelyben tápanyagréteg található. A tápanyagrétegbe tápoldat juttatható, vagy a tápanyagok a növények leveleire permetezhetőek. Így nem kell a növényi tápanyagokat a szennyezett vízbe bejuttatni, és ily módon elkerülhető, hogy azok a szennyeződésekkel kölcsönhatásba lépve különféle csapadékokat képezzenek. A gyökerek túlnyomó többsége átnő a tartóhálón, és a vízáramba merülő sűrű finom térhálójú gyökérzet rizofiltrációt végez. A rizofiltrációs egységeket az 5. ábrán bemutatott módon lehet rendszerbe foglalni.



5. ábra: Átfolyó rendszerű rizofiltrációs rendszer sémája [Dushenkov és Kapulnik, 2000 nyomán].

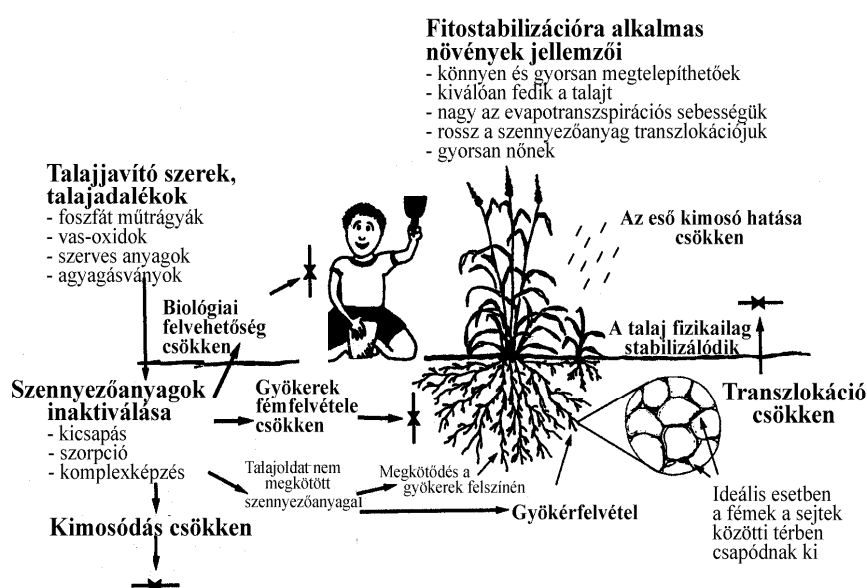
A szennyezett vizet szivattyú keringeti, a szennyvíz-előkezelés, pH- és hőmérsékletbeállítás után találkozik a rizofiltrációs egység növényeinek sűrű gyökérzetével, majd szűrés után

megtisztulva távozik a rendszerből. A növények bizonyos időszakonként történő kicserélésével a víztisztítás folyamatossá tehető.

Az eddigi kísérletek eredményei alapján a rizofiltráció a hagyományos víztisztítási technológiák versenyképes alternatívája lehet, főleg abban az esetben, ha a nagy térfogatú szennyezett víz viszonylag kis koncentrációban tartalmazza az eltávolítandó fémeket.

2.6.3. Fitostabilizáció

A *fitostabilizáció* (stabilizáció=megszilárdítás, állandósítás) során először különféle adalékanyagokkal kezelik a szennyezett közeget (pl. talajt, bányameddőt, ipari mellékterméket), majd az ily módon stabilizált területet növénytakaróval fedik le (BERTI és CUNNINGHAM, 2000; CUNNINGHAM et al, 1997; MENCH et al, 2000; SALT et al, 1995; VANGRONSVELD és CUNNINGHAM, 1998; WENZEL et al, 1999). A szennyező anyagokat (elsősorban a fémeket, egyes szerves szennyező anyagokat) az adalékanyagokkal oldhatatlan, kevésbé felvehető formájúvá alakítják át, a növénytakaró pedig megakadályozza, hogy a szennyezett közegből a szennyező anyagok a talajvízbe, levegőbe, szennyezetlen területre kerüljenek át, illetve a mikrobákban, növényekben, állati és emberi szervezetben akkumulálódjanak. A növénytakaró intenzív evapotranszpirációja megakadályozza, hogy a csapadék hatására a szennyező anyagok (nehézfémek) a mélyebb rétegekbe vándorolva elszennyezzék a talajvizet. Az erózió, defláció (szél általi elhordás) gátlásával a növények csökkentik a szennyezett közeg elhordásának veszélyét (6. ábra).



6. ábra: A fitostabilizáció során lezajló folyamatok sémája [BERTI és CUNNINGHAM nyomán, 2000].

A fitostabilizáció során tehát nem a szennyező anyagok eltávolítása, hanem a helyszínen történő immobilizálása a cél. A fitostabilizációval csökken a környezet további elszennyeződésének veszélye és az élővilág szennyező anyagoknak való kitettsége.

Fitostabilizációs célra előnyösen alkalmazhatók olyan ipari hulladékok, melléktermékek, amelyek elhelyezését, visszaforgatását, ártalmatlanítását egyébként is meg kell oldani. Ilyen anyagok a szennyvíztelepeken keletkező *szennyvíziszapok* (biohulladékok), az állattartó telepeken keletkező állati és növényi eredetű *trágyák*, valamint egyes *ipari melléktermékek* (salakok, hamuk) (BERTI és CUNNINGHAM, 2000; MENCH et al, 2000; VAGRONSVELD és CUNNINGHAM, 1998). Tenyészedényes, kis- és nagyüzemi kísérletek eredményei alapján a fémeket immobilizáló legígéretesebb adalékanyagok közé tartoznak a *foszfátok*, a *szerves anyagok* és *biohulladékok*, a *vas-* és *mangán-oxihidroxidok*, a természetes és mesterséges *agyagásványok* (alumínium-szilikátok), *lúgos anyagok* és egyes *ipari melléktermékek* (pl. szénhamu, salak) (BERTI és CUNNINGHAM, 2000; LAPERCHÉ et al., 1997; MENCH et al., 2000; VAGRONSVELD és CUNNINGHAM, 1998). Ezek az adalékok kicsapással, abszorpcióval vagy adszorpcióval, komplexképzéssel, redox átalakítással, humifikálással hatástalanítják a fémeket és egyes szerves szennyező anyagokat (6. ábra).

A szennyezett terület növényekkel történő újratelepítése előtt általában több gyakorlati problémát kell megoldani, amelyeket a II. mellékletben foglaltunk össze. Gondot okozhat a szennyezett közeg (talaj) rossz fizikai állapota (textúrája, struktúrája, stabilitása, vízgazdálkodása), tápanyag-ellátottsága (N, P, Ca, Mg, K és mikroelemek hiánya), és toxicitása (pH, sótartalom, fém és szerves eredetű szennyező anyagok). Az előző fejezetben részletezett adalékanyagok kijuttatása mellett fontos tehát a fenti problémák kezelése is, ellenkező esetben a növények nehezen fognak kicsírázni, fejlődésük lassú lesz, és előbb-utóbb elpusztulnak.

Gondosan kell kiválasztani azokat lehetőleg évelő növényfajokat, amelyek sűrű gyökérzetükkel megakadályozzák az eróziót, a szennyező anyagok kimosódását és a szennyező anyagok kölcsönhatását az élővilággal. A fitostabilizációs célra kiválasztott növényfaj legyen a szennyező anyagokkal szemben toleráns, keveset szállítson át azokból a gyökerekből a hajtásba, és viselje el azokat a szélsőségeket, amelyeket a II. melléklet részletez. A növények gyorsan fejlődjenek, rendelkezzenek sűrű gyökérzettel, gyorsan borítsák be hajtásukkal vagy lombozatukkal a remediálandó területet, legyenek önfenntartóak (igénytelenek), és hosszú élettartalmúak (BERTI és CUNNINGHAM, 2000).

A fenti elvárásokat figyelembe véve a szennyezett terület fitostabilizációjára kezdetben általában fűféléket (pl. *Agrostis tenuis*, *Agrostis stolonifera*, *Festuca rubra*) alkalmaznak

(SALT et al, 1995), melyek elősegítik más növényfajok megtelepedését is. Hosszú távon azonban a bokrok és a fák (pl. nyárfa- és fűzfahibridek) telepítése előnyösebb lehet, mivel tápanyagban szegény, rossz struktúrájú talajokon is képesek fejlődni, gyökereik mélyen átjárják a talajt, párologtatásuk (evapotranszspirációjuk) intenzív, és igénytelenségük miatt fenntartásuk költségei alacsonyak (PULFORD és WATSON, 2003; RASKIN és ENSLEY, 2000; TLUSTOS, 2005; WENZEL et al., 1999).

A növénytakaró meghonosítása után a rendszer önfenntartóvá válik, a növények által előállított szerves anyagokat vissza lehet forgatni a talajba, a növények jótékonyan hatnak a terület mikroklímájára és vízgazdálkodására, illetve a talaj struktúrájára és a talajéletre. A növények gyökerei megkötik, kicsapják, átalakítják azokat a szennyező anyagokat (elsősorban fémeket), amelyek az adalékanyagok kijuttatása után még oldatban maradtak (6. ábra) (BERTI és CUNNINGHAM, 2000). A gyökerekben, illetve a rizoszférában (gyökérzónában) lezajló folyamatok elősegítik, pl. az igen toxikus Cr(VI) oldhatatlan Cr (III)-vegyületekké alakítását (SALT et al, 1995). A rizoszférában keletkező és kicsapódó fémfoszfátok (ólom-foszfát) is hozzájárulnak a szennyező anyagok fitoimmobilizációjához.

Összefoglalva megállapíthatjuk tehát, hogy a fitostabilizáció is egy ígéretes, gyorsan fejlődő remediációs technológia. Alkalmazása elsősorban nagyobb kiterjedésű szennyezett területeken képzelhető el, és kötöttebb szerkezetű, nagy szervesanyag-tartalmú (vagy ilyenné alakított) talajokon lehet hosszú távon eredményes. A fitostabilizációt jelenleg világszerte elsősorban a bányameddők rekultivációjához alkalmazzák, de szennyezett városi talajok (konyhakertek), illetve iparilag szennyezett területek remediációja esetén is vannak biztató eredmények (RASKIN és ENSLEY, 2000).

3. KÍSÉRLETI ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

3.1. Paradicsom alumíniumtoxicitásának vizsgálata

Az alumíniumnak a paradicsom (*Lycopersicon esculentum* Mill.) teszt növényre gyakorolt toxikus hatását tápoldatos kísérletekben tanulmányoztuk 1992-ben a „University of Georgia” Kertészeti Tanszékén Athens-ben, az Amerikai Egyesült Államokban.

Két paradicsomfajta (cv. Mountain Pride VFFAS_t és cv. Floramerica VFAS_t) magvait ¼-re hígított Hoagland-tápoldattal (JONES, 1983) nedvesített tőzeg–vermikulit keverékben csíráztattuk és hajtattuk 4 hétig. Az azonos fejlettségű, két valódi levéllel rendelkező palántákból ezután egyet-egyet 3 dm³ űrtartalmú műanyag edényekbe helyeztünk. A növényeket folyamatosan levegőztetett, általunk módosított összetételű Hoagland-tápoldatban (0,5 mM KNO₃; 0,5 mM Ca(NO₃)₂ · 4 H₂O; 0,2 mM MgSO₄ · 7 H₂O; 0,1 mM KH₂PO₄; 50 µM KCl; 46 µM H₃BO₃; 20 µM Fe-EDTA; 2 µM MnCl₂ · 4 H₂O; 1 µM ZnSO₄ · 7 H₂O; 0,3 µM CuSO₄ · 5 H₂O és 0,5 µM Na₂MoO₄ · 2 H₂O) neveltük 16 napig. Az alumínium kicsapódását elkerülendő, a tápoldatban a foszfortartalmat az eredeti receptúrában (JONES, 1983) megadott érték tizedére csökkentettük. Azért alkalmaztunk kihígított tápoldatot, mert összetétele hasonlít a talajoldat elemösszetételéhez, és így elkerülhető a bejuttatott alumínium azonnali kicsapódása (BLAMEY et al., 1991).

A négy naponta cserélt tápoldatba 0, 10, 25 és 50 µM alumíniumot juttattunk ki alumínium-klorid (AlCl₃ · 6 H₂O) formájában, mely 0; 0,27; 0,67 és 1,35 mg dm⁻³ alumínium-koncentrációnak felelt meg. A tápoldatban jelen lévő alumíniumformák arányát MINTEQUA2/PRODEFA2 számítógépes programmal számoltuk ki (ALLISON et al., 1991). A számítások alapján megállapítottuk, hogy a 10, 25, illetve 50 µM alumínium kijuttatás után közvetlenül az alumínium 85,1; 85,2, illetve 85,4 %-a a legtoxikusabbnak tekintett Al³⁺ ion formájában van jelen a tápoldatban. A tápoldat-cserék alkalmával a pH-t 4,0-es értékre állítottuk be 1 M-os HCl oldattal. A pH hatását ellenőrző kontroll kísérletben a növényeket 6,0-os pH értékre beállított tápoldatban neveltük, a többi növényvel megegyező körülmények között.

A 4 ismétléssel beállított kísérletben* a növényeket fitotronban neveltük, ahol a 25±1°C-on történő 12 órás megvilágítást (fotoszintetikusan aktív radiáció: 250 µmol s⁻¹m⁻²) 12 órás sötét periódus követett 20 ± 1°C-on.

* A teljes kísérletet két alkalommal (2 különböző időintervallumban) ismételtük meg, az egyik kísérlet eredményeit közöljük.

A kísérlet ideje alatt négynaponta mértük a szár és a főgyökér hosszát. A kísérlet befejezésekor – 16 nappal az első Al kijuttatás után – szárítószekrényben történő szárítást követően (70°C, 24 óra) meghatároztuk a paradicsom növény egyes szerveinek szárazanyag-hozamát. Ezt megelőzően a gyökereket ionmentes vízben mostuk, a szárakat és a leveleket 10 másodpercre 1%-os „Micro” detergensbe merítettük, majd ionmentes vízzel alaposan leöblítettük. A levélterületet Li-3000 típusú (Li-Cor, Lincoln, NE, USA) készülékkel mértük meg. A gyökerek, szárak és a levelek elemösszetételét ICP-OES technikával Jarell Ash 0,75 m (955-ös modell, USA) készülékkel határoztuk meg 4 ismételéssel. A minták feltárása 20%-os cc. HCl + cc. HNO₃ (3:1 v/v) eleggyel történt, 4 órás 500 °C-on történt hamvasztás után (JONES és CASE, 1990).

A kísérlet befejezésekor RIEGER és MOTISI (1990) és RIEGER (1992) módszerét alkalmazva a paradicsom teljes lombozatát 42 literes, félig zárt gázcsere-kamrába helyeztük, és 3 ismételéssel megmértük a szén-dioxid asszimiláció (A) és transzspiráció (E) mértékét, melyből kiszámítottuk a vízhasznosítási együtthatót (WUE).

Az első alumíniumkezelés után 16 nappal felülről a 3. és 4. pozíciójú, teljesen kifejlett levelekben a klorofillkoncentrációt N,N-dimetil-formamid kivonatban 603, 647 és 664 nm-en fotométerrel határoztuk meg 3 ismételéssel (MORAN és PORATH, 1980). A mintavétel módját és a kivonatkészítést korábbi publikációnkban (SIMON et al., 1994b) részleteztük. A levelek klorofill-*a* és klorofill-*b* tartalmát MORAN (1982) által megadott képletek alapján számoltuk ki, nedves tömegre vonatkoztatva.

A kísérlet befejezésekor XU et al. (1989) módszerét követve 2-4 ismételéssel* meghatároztuk a gyökerekben a szacharóz-szintetáz (EC 2.4.1.13), pirofoszfát-függő foszfofruktokináz (EC 2.7.1.90), ATP-függő foszfofruktokináz (EC 2.7.1.11), valamint a savas és semleges pH-optimummal rendelkező invertáz (EC 3.2.1.26) enzimek aktivitását. A kivonatkészítést és a küvetákba került enzimrendszereket SIMON et al. (1994b) publikációnkban mutattuk be részletesen. Az enzimkivonatok proteintartalmát BRADFORD (1976) módszerével mértük meg, mely alapján specifikus enzimaktivitásokat számoltunk ki.

3.2. Napraforgó kadmiumakkumulációjának vizsgálata

A napraforgó szennyezetlen talajból, szabadföldi körülmények között történő kadmiumakkumulációjának vizsgálatát 1994-ben a DATE Kutató Központjának nyíregyházi telepén végeztük el. A napraforgó kadmiumakkumulációját 1995-ben üvegházi

* a rendelkezésre álló gyökértömegtől függően

tenyészedényes kísérletben is megvizsgáltuk a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karán Nyíregyházán.

A szennyezetlen talaj természetes Cd-tartalmának vizsgálatát a DATE Kutató Központjának nyíregyházi telepéről származó talajmintákból végeztük el. A megmintázott vályogos homok jellegű barna erdőtalajú parcellán 1994-ben a HA-89 nyílt vonalat (North Dakota University, Fargo, USA) termesztették nagy olajtartalmú napraforgó hibridek előállítása céljából. Az 5 m széles és 20 m hosszú terület átlós bejárásával, botfúróval 0-20 cm-es rétegből 20-20 leszúrásból 2 párhuzamos átlagmintát vettünk 1994 őszén (KÁDÁR, 1992). A légszáraz talajt 2 mm-es szitán átszitáltuk a talajvizsgálatok (ld. később) elvégzése előtt.

A fenti parcellán termesztett napraforgó (*Helianthus annuus* L., HA-89 nyílt vonal) magvait 30 növényegyedről, véletlenszerű helyekről történt mintavétellel gyűjtöttük be 1994 őszén 3 átlagmintát képezve. A magvakat héjatlantítottuk, szárítószekrényben megszáritottuk (70 °C, 24 óra), majd aprítás (<1 mm) és cc. HNO₃ és cc. H₂O₂-vel* történt feltárás (3.12. fejezet) után 3 ismétléssel ICP-OES technikával meghatároztuk az elemtartalmukat. A kadmiumtartalmat 3 ismétléssel GF-AAS technikával mértük (3.14. fejezet).

Az 1995. május-július közötti időszakban tenyészedényes kísérletet állítottunk be a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karának (Nyíregyháza) üvegházában a fenti napraforgó vonallal (1. fotó). A kísérlethez növénynevelő közegként a főiskola bemutatókertjéből (Nyíregyháza, Rákóczi út 69.) származó barna erdőtalajt használtunk fel, melyet 0-20 cm-es mélységből gyűjtöttünk. Homogén talajú 10x10 m-es területet kiválasztva a mintavétel a két átló mentén botfúróval 20-20 véletlenszerű leszúrásból történt. Ezekből 2 átlagmintát képeztünk, melyből meghatároztuk a talaj alapjellemzőit. A mintavételi helyekről a tenyészedényes kísérlethez nagyobb mennyiségű talajt is begyűjtöttünk. Ezt a talajt laboratóriumban szétterítve légszáraz állapotig szárítottuk, alaposan összekevertük, majd 2 mm-es lyukbőségű szitán átszitáltuk. A tenyészedényekbe kerülő talajt ezután vékony (5-10 cm-es) rétegben fólián szétterítettük, és 20-20 véletlenszerű helyről mintát véve 3 átlagmintát képeztünk a talajvizsgálatokhoz.

A két tanulmányozott (kutatóintézetből és bemutatókertből származó) talaj néhány alaptulajdonságát (fizikai talajféleség, Arany-féle kötöttségi szám (K_A), leiszapolható rész %, pH(KCl), humusz %, T-érték (kationcserélő kapacitás) a hazai szabványokat követve (MSZ-08 0205:1978; MSZ-08 0206/2:1978; MSZ-08 0215:1978; MSZ-21450/52:1983, ld.

* Valamennyi további kísérletben salétromsavval és hidrogén-peroxiddal történt a növényminták feltárása (részletesen ld. a 3.12. fejezetben), így azt a későbbiekben külön már nem említjük meg.

irodalomjegyzék) határoztuk meg (ld. még BUZÁS, 1988, 1993). Mindkét talajban ICP-OES technikával 3 ismétléssel meghatároztuk az „összes” elemtartalmat (3.13. és 3.14. fejezet).

A *kutatóintézetből* származó vályogos homok mechanikai összetételű (K_A 36) barna erdőtalaj néhány jellemzője az alábbi volt: pH_{KCl} 7,3; humusztartalom $1,4 \pm 0,1\%$; leiszapolható rész 16,0 %; T-érték $19,9 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (a talaj makro- és mikroelem-tartalmát a 12. táblázatban mutatjuk be). A *bemutatókertből* származó barna erdőtalaj pH-ja (pH_{KCl}) 6,6; humusztartalma $1,3 \pm 0,1\%$ volt. A vályogos homok mechanikai összetételű talaj (K_A 38) további jellemzői: leiszapolható rész 15,8 %; T-érték $18,1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$; „összes” elemtartalom: P–1,2; K–3,2; Ca–28,8; Mg–6,5 és Fe–15,7 g kg^{-1} ; Cd–0,3; Cr–12,2; Cu–15,0; Mn–530; Ni–14,9, Pb– 10,8 és Zn–41,0 mg kg^{-1} . A talaj néhány további jellemzőjét a III. mellékletben mutatjuk be.

A növényneveléshez használt műanyag tenyészedényekbe 7 kg légszáraz talajt töltöttünk. A talajt a szántóföldi vízkapacitás felső határáig desztillált vízzel telítettük. A kísérlet indításakor tenyészedényenként 3 db 10 napos napraforgó palántát ültettünk ebbe a közegbe. Két hét múlva a napraforgóból egy jól fejlett növényt hagytunk meg tenyészedényenként. A kísérlet indítása után 21 nappal a növényeket kadmium-szulfát ($3 \text{ CdSO}_4 \cdot 8 \text{ H}_2\text{O}$) formájában kadmiummal kezeltük. A kadmium-szulfátból $1000 \text{ mg Cd dm}^{-3}$ koncentrációjú törzsoldatot készítettünk, ezt megfelelő mértékben kihígítottuk, és tenyészedényenként 1000 cm^3 vízzel (a szántóföldi vízkapacitás 70 %-ának eléréséig) 1, illetve 10 mg kg^{-1} értékkel növeltük a talaj természetes kadmiumtartalmát. A kontrollkezelést desztillált vízzel végeztük. A kezeléseket 4 ismétléssel állítottuk be.

Két héttel a Cd-kezelés után a talajba 17 mg kg^{-1} nitrogént, illetve $33\text{--}33 \text{ mg kg}^{-1}$ káliumot és foszfort juttattunk ki NH_4NO_3 , illetve KH_2PO_4 formájában. A kísérlet során a növényeket konstans tömeg (a szántóföldi vízkapacitás) eléréséig a talajba szűrt perforált műanyag csövön át 3-4 naponta desztillált vízzel öntöztük*. Az üvegházban a hőmérséklet $28 \pm 7^\circ\text{C}$ között ingadozott, a páratartalmat ($\varphi \approx 40\%$) nem szabályoztuk, a növények kiegészítő megvilágítást nem kaptak.

A kísérletet 35 nappal a növények Cd-kezelése után értékeltük. Mosás után mértük az egyes növényi szervek zöldtömegét és szárazanyag-tartalmát (3.12. fejezet), majd aprítás és feltárás után (3.12. fejezet) ICP-OES technikával (3.14. fejezet), 4 ismétléssel meghatároztuk az elemösszetételét. A növényminták nitrogéntartalmát szintén 4 ismétléssel határoztuk meg Kjeldahl-módszerrel (3.14. fejezet).

* Valamennyi tenyészedényes kísérletben így módon öntöztük a kísérleti növényeket, így azt a továbbiakban külön nem részletezzük.

3.3. Árpa, búza és kukorica nehézfém-akkumulációjának vizsgálata szennyvíziszap komposzttal kezelt talajból

Három mezőgazdasági haszonnövény, az árpa, búza és a kukorica szennyvíziszap komposzttal kezelt talajból történő nehézfém-akkumulációját üvegházi tenyészedenyes és szabadföldi kísérletekben tanulmányoztuk 1995-1997 között a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karán Nyíregyházán.

3.3.1. Tenyészedenyes kísérlet tavaszi búzával, tavaszi árpával és kukoricával

1995. április-június közti időszakban üvegházi tenyészedenyes kísérletet állítottunk be tavaszi búza (*Triticum aestivum* L., cv. Sandra), tavaszi árpa (*Hordeum distichon* L., cv. Orbit), és kukorica (*Zea mays* L., cv. Kiskun TC 190) növényfajokkal (2-4. fotó).

A kísérlethez növénynevelő közegként a GATE Nyíregyházi Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből származó barna erdőtalajt (a mintavétel módját, a talajvizsgálatok leírását és a talaj összetételét ld. a 3.2. fejezetben), és a Nyírségvíz Rt. I. számú Westsik Vilmos úti telepéről származó búzaszalmával komposztált kommunális szennyvíziszapot használtunk fel. A szennyvíziszap komposzt prizmák mintázását és vizsgálatait a 3.3.2. fejezetben ismertetjük. A szennyvíziszap komposzt nehézfém-tartalmát a 4.2.2.1. fejezetben ismertetjük. A légszáraz talajt felhasználás előtt 2 mm-es lyukbőségű szitán szitáltuk át, a szintén légszáraz szennyvíziszap komposztot 2 mm-es szitával ellátott nagyteljesítményű elektromos darálóval aprítottuk fel. A növényneveléshez használt műanyag tenyészedenyesek talaj-szennyvíziszap komposzt keveréket tartalmaztak. A 4 kg (árpa és búza esetén), illetve 6 kg (kukorica esetén) össztömegű keverékben a szennyvíziszap komposzt tömegaránya 0% (kontroll), 5%, 10%, illetve 25% (m/m) volt a kezelésektől függően. A szennyvíziszap komposztos kezeléseket 3 ismétléssel állítottuk be.

A fenti keveréken kikelt csíranövényekből búza és árpa esetén 15-15 növényt, kukorica esetén három jól fejlett növényt hagytunk meg tenyészedenyenként. A növények öntözésének módját és a növénynevelés egyéb körülményeit az előző fejezetben ismertettük. Az alaptalajba a szennyvíziszap komposzton kívül más tápanyagot nem juttattunk ki.

A kísérletet 8 héttel a növények talaj-szennyvíziszap komposzt közegbe ültetése után értékeltük. Tenyészedenyenként 10 (búza és árpa esetén), illetve 3 (kukorica) növényt feldolgozva 3 ismétléssel meghatároztuk a növények szárazanyag-hozamát, majd feltárás után (3.12. fejezet) ICP-OES technikával, 3 ismétléssel megmértük az egyes növényi szervek nehézfém-tartalmát (3.14. fejezet).

3.3.2. Szabadföldi kísérlet kukoricával

A kísérleteinkhez felhasznált szennyvíziszap komposzt Nyíregyházáról a Nyírségvíz Rt. I. számú Westsik Vilmos úti telepének egyik prizmájából származott. 1996-ban és 1997-ben botfúróval 3 átlagmintát vettünk ugyanabból a 3, illetve 4 éves prizmából. Tíz-tíz leszúrásból kevertük össze a prizma szélétől 1 m-re 3 különböző helyről 0-60 cm-es mélységből vett 1-1 kg össztömegű átlagmintákat (MSZ 318/2-85:1985; MSZ-10-509:1992). A mintavételi helyekről származott a kísérletekhez felhasznált nagyobb mennyiségű szennyvíziszap komposzt is.

A főiskola bemutatókertjében a kísérleti parcellák talajának mintázását 1996-ban és 1997-ben a kísérlet indításakor, 1997-ben pedig a szennyvíziszap kijuttatás után 1 héttel is elvégeztük. Az azonos kezelésben részesült parcellák talaját botfúróval mintáztuk meg; minden parcellából 10-10 leszúrásból 1 kg össztömegű 2 átlagmintát vettünk 0-20 cm-es mélységből a terület átlós bejárásával a talajvizsgálatokhoz.

A szennyvíziszap komposzt és talajmintákat légszáraz állapot eléréséig szárítottuk, megdaráltuk illetve átszitáltuk (<1 mm), majd cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 eleggyel történt roncsolás után (3.13. fejezet) az átlagmintákból 3 ismétléssel ICP-OES technika alkalmazásával elvégeztük az elemanalízist (3.14. fejezet). A szennyvíziszap komposzt és a barna erdőtalaj elemösszetételét a 17. táblázatban szemléltetjük. A kísérleti parcellák talajának néhány alaptulajdonságát a 3.2. fejezetben és a III. mellékletben mutattuk be.

A szennyvíziszap komposzt néhány alaptulajdonságát (térfogattömeg, szárazanyag-tartalom, szervesanyag-tartalom, izzítási veszteség, kémhatás, hidrolitos aciditás, összes sótartalom, összes nitrogéntartalom, $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ -nitrogéntartalom, NH_4 -nitrogéntartalom, szerves oldószer extrakt-tartalom) is megvizsgáltattuk, az eredményeket a IV. mellékletben mutatjuk be.

Az 1996. április-október, illetve a 1997. május-október közötti időszakban szabadföldi kísérletet állítottunk be a GATE Mezőgazdasági Főiskola Karának (Nyíregyháza) gyakorlókertjében, két különböző helyszínen (5. fotó). A kísérleti parcellákat észak-dél irányban helyeztük el egymással párhuzamosan, hosszuk mindkét évben 10 m, szélességük 4 m, területük 40 m^2 volt. A parcellák száma 1996-ban 3, 1997-ben 4 volt. Az egyes parcellák talajának felső 0-20 cm-es rétegébe véletlenszerű sorrendben 1996-ban 0, 1 és 4 kg m^{-2} (0, 10 és 40 t ha^{-1}), 1997-ben pedig 0, 1, 2 és 4 kg m^{-2} (0, 10^* , 20 és 40 t ha^{-1}) szennyvíziszap komposztot dolgoztuk be rotációs kapával. A szennyvíziszapot 1996-ban a kukorica magvak

* A 10 t ha^{-1} kezelésben részesült parcellák adatait 1997-ben végül nem értékeltük, mert a növényállomány nem volt elég homogén.

elvetése előtt 2 héttel, 1997-ben pedig 1 héttel korábban juttattuk ki. A szennyvíziszap kijuttatás után a 40 m²-es parcellák negyedelésével 4-4 db 10 m²-es alparcellát (belső ismétlést*) alakítottunk ki kezelésként. Az így előkészített parcellák talajába május első dekádjában kukorica (*Zea mays* L., Kiskun 4190 TC fajta) teszt növényt vetettünk.

A kísérleti parcellák vályogos homok jellegű, gyengén savanyú barna erdőtalaja a kísérletet megelőző években sem műtrágyázásban, sem egyéb nehézfém-szennyeződést előidéző kezelésben nem részesült.

A kukorica nehézfém-akkumulációjának vizsgálatához a kísérlet során 3 alkalommal vettünk növénymintát az azonos kezelést kapott alparcellák átlós bejárásával, valamennyi esetben 5-5 növényt, kezelésként tehát 20-20 növényt mintáztunk meg. Egy-egy mintavétel során kb. 0,5 kg növénymintát gyűjtöttünk be kezelésként. Az első mintavételre 1996. május 31-én 4-6 leveles korban került sor (KÁDÁR, 1992), ekkor a teljes növényt, vagyis a föld alatti gyökeret és a föld feletti hajtást mintáztuk meg. Második alkalommal 1996. július 12-én címerhányáskor a címer alatti első teljesen kifejlett (felülről a 3. pozíciójú) leveleket gyűjtöttük be. A harmadik mintavétel betakarításkor (1996. október 1.) történt, ekkor gyökér, szár, levél, torzsa, mag, csuhé, címer növényi szervekre bontottuk a mintákat. 1997-ben a mintavétel 4-6 leveles korban (1997. június 21.), címerhányáskor (1997. július 23.) és betakarításkor (1997. október 10.) történt az előző évihez hasonlóan azzal a különbséggel, hogy betakarításkor kizárólag a magvakat mintáztuk meg.

Az azonos kezelésben részesült mintákból összekeveréssel átlagmintákat képeztünk. A növényminták mosása, szárítása, darálása a 3.12. fejezetben leírt módon történt. A növénymintákat elroncsoltuk (3.12. fejezet), majd elemösszetételüket kezelésként 3 ismétlésben ICP-OES technikával és Kjeldahl-módszerrel határoztuk meg (3.14. fejezet).

Ökofiziológiai méréseinket négy hetes növényeken végeztük el 4-6 leveles korban 1996. június 5-én (SIMON és SZENTE, 2000). Infravörös gázanalizátorral (ADC LCA2 Hoddesdon, UK) mértük a nettó szén-dioxid asszimilációt (A) és a transzspirációt (E) fénytelítettségi 1700 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ fényintenzitáson és 30 °C-os levélhőmérséklet mellett. A nettó fotoszintézis és transzspiráció arányából kiszámítottuk a fotoszintézis vízhasznosítási hatékonyságának együtthatóját (WUE). A méréseket kezelésként 4 alparcellán 3-3 növényen végeztük el.

3.4. Kadmiumszennyeződés fitoindikációjának vizsgálata

A levélcikória és gyermekláncfű kadmiumszennyeződést jelző és mérő képességét tápoldatos

* Véletlen blokk-elrendezés kialakítására nem állt elegendő hely rendelkezésünkre a területen.

és szabadföldi kísérletekben tanulmányoztuk az Egyesült Államokban (University of Georgia, Savannah River Ecology Laboratory, Aiken SC) 1992-1993 között.

A levélcikória (*Cichorium intybus* L. var. *foliosum* Hegi, cv. All Seasons San Pasquale) és a pitypang (*Taraxacum officinale* Web. in Wigg.) magvait a 3.1. fejezetben leírt módon csíráztattuk és hajtattuk 4, illetve 5 hétig. Egy-egy azonos fejlettségű, 2 valódi levéllel rendelkező palántát ezután műanyag edényekbe helyeztünk, mely 2 dm³ folyamatosan levegőztetett Hoagland-tápoldatot (JONES, 1983) (pH 6,5±0,3) tartalmazott az alábbi összetétellel: 5 mM KNO₃; 2,5 mM Ca(NO₃)₂ · 4 H₂O; 2 mM MgSO₄ · 7 H₂O; 1 mM KH₂PO₄; 50 µM KCl; 50 µM H₃BO₃; 50 µM Fe-EDTA; 10 µM MnCl₂ · 7 H₂O; 1 µM ZnSO₄ · 7 H₂O; 0,3 µM CuSO₄ · 5 H₂O és 0,5 µM Na₂MoO₄ · 2 H₂O. A 6 ismételéssel beállított kísérletben a növényeket üvegházban neveltük, ahol napi 12 órán át fénycsővel kiegészítő világítást biztosítottunk. Nappal a hőmérséklet 25±5°C, éjszaka pedig 20±4°C között ingadozott.

Négy héttel a növények tápoldatba helyezése után a tápoldatba 0; 0,5; 1; 5; 10 és 50 µM kadmiumot (mely 0; 0,056; 0,112; 0,56; 1,12 és 5,6 mg dm⁻³ kadmiumnak felelt meg) juttattunk ki kadmium-szulfát (3CdSO₄ · 8 H₂O) formájában. A kadmiumkezelést egy héttel később – teljes tápoldat csere mellett – megismételtük. A növényeket 14 nappal az első kadmiumkezelés után feldolgoztuk. A növényminták elemösszetételét mosás, szárítás, darálás, hamvasztás (500°C, 4 óra) és nedves feltárás (20 % HCl/HNO₃; 3:1 v/v) után határoztuk meg ICP-OES technikával (JONES és CASE, 1990).

Az első kadmiumkezelés után 12 nappal határoztuk meg felülről az 5., 6., 7. és 8. pozíciójú levelekben 6 ismételéssel (mintavételt ld. SIMON et al., 1996) a klorofillkoncentrációt, a 3.1. fejezetben leírt módon.

Egy másik – hasonló körülmények között 4 ismételéssel beállított – tápoldatos kísérletben azt is megvizsgáltuk, hogy a különféle kadmiumsók szulfát, nitrát és klorid anionjai befolyásolják-e a levélcikória indikátornövény kadmiumfelvételét. Ez esetben a 4 hetes növények tápoldatába 0; 0,4; 2 és 10 µM (0; 0,045; 0,225 és 1,12 mg dm⁻³) kadmiumot juttattunk ki kadmium-szulfát (3 CdSO₄ · 8 H₂O), kadmium-nitrát (Cd(NO₃)₂ · 4 H₂O) és kadmium-klorid (CdCl₂) formájában. A növények kadmiumtartalmát a kadmiumkezelések után 4 héttel mértük.

Azt, hogy a levélcikória a talajok kadmiumszennyezettségét is jelzi és méri-e, szabadföldi kísérletben tanulmányoztuk (SIMON et al., 1996; MARTIN et al., 1996). „Blanton” homoktalajt

(„grossarenic paleudult”^{*} homok textúrával, homok 980 g kg⁻¹, iszap 20 g kg⁻¹, agyag 0 g kg⁻¹; kationcserélő kapacitás (T-érték): 0,6 cmol_c kg⁻¹; szervesanyag-tartalom 10,7 g kg⁻¹; összes nitrogén 1,3 g kg⁻¹; pH(H₂O) 6,18^{**}) és „Orangeburg” vályogos homoktalajt („tipikus kandiudult” homok textúrával, homok 950 g kg⁻¹, iszap 30 g kg⁻¹, agyag 20 g kg⁻¹; T-érték 2,7 cmol_c kg⁻¹; szervesanyag-tartalom 14,0 g kg⁻¹; összes nitrogén 0,9 g kg⁻¹; pH(H₂O) 6,25^{***}) 1987-ben 11,2 kg ha⁻¹ kadmiummal kezelték 3 ismételéssel CdCl₂ formájában. A kontroll talaj nem részesült kadmiumkezelésben. A 12 m² alapterületű parcellák talajára 1992-ben salátacikória palántákat ültetünk 3 ismételésben. A növényeket 30 nap elteltével, a felmagzás előtt takarítottuk be, majd meghatároztuk elemösszetételüket. A kísérleti parcellák talaját 3 ismételésben 15-15 leszúrásból 0-15 cm-es mélységből mintáztuk meg 1992-ben (MARTIN et al., 1996). Az átlagminták elemösszetételét 0,05 M HCl és 0,025 M H₂SO₄ elegyével történő nedves roncsolás után (COUNCIL ON SOIL TESTING AND PLANT ANALYSIS, 1980) határoztuk meg ICP-OES technikával. A talajok kadmiumtartalmát a 4.3.1. fejezetben mutatjuk be.

3.5. Városi talajok nehézfém-, nátrium- és kénszennyezettségének fitoindikációja

A városi feltalajok nehézfém- (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn), illetve nátrium- és kénszennyezettségét Nyíregyházán, a gépkocsiforgalomnak legjobban kitett autóutak mentén tanulmányoztuk. E toxikus elemek bioszférába kerülését 1994-ben levélcikóriával végzett aktív monitoringgal, 1995-ben és 1996-ban pedig mezei katánggal végzett passzív monitoring során vizsgáltuk meg. Kontrollként a forgalmas utaktól távol eső üdülőkörzetből, mezőről, pihenő- és bemutatókertből begyűjtött növény- és talajminták szolgáltak.

3.5.1. Aktív monitoring levélcikóriával

Az aktív monitoring vizsgálatokra 1994. június 1. és augusztus 2. között került sor. Indikátor növényfajként levélcikóriát (*Cichorium intybus* L. var. *foliosum* Hegi, cv. Wild) alkalmaztunk.

A 30 napos előnevelt levélcikória palántákból 3-3-at 1,3 kg szennyezetlen barna erdőtalajt (származási helye: GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar Nyíregyháza, bemutatókert; jellemzőit ld. 3.2. fejezetben és a III. mellékletben) tartalmazó tenyészedényekbe vagy erkélyládákba ültetünk, és üvegházban 30 napig tovább neveltük. Amikor a növények már 7-8 valódi levéllel rendelkeztek (6. fotó), az expozíciós helyszíneken földfelszínre kihelyeztük a

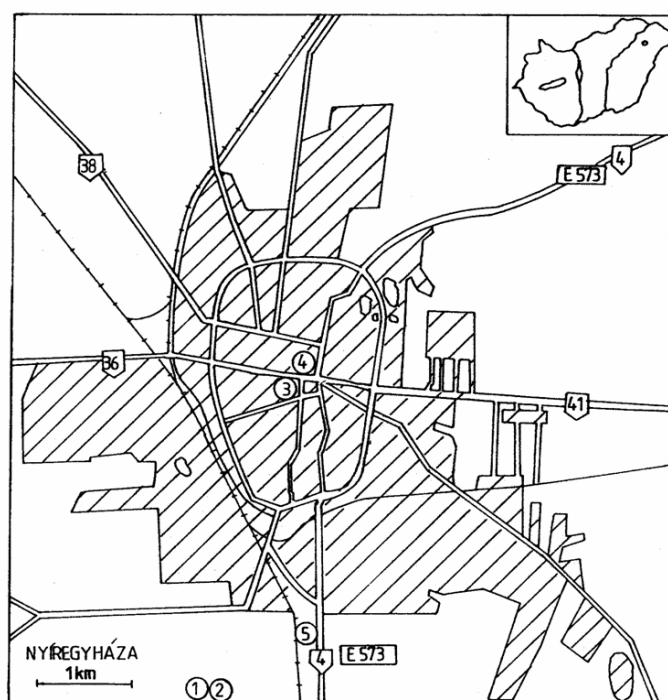
* A latin *grossus*=vastag és *arena*=homok szavakból (in Sumner M.E. (szerk.): Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C. p. E-132.)

** Meszezés előtt 1987-ben a pH(H₂O) értéke 5,2 volt.

*** Meszezés előtt 1987-ben a pH(H₂O) értéke 5,1 volt.

tenyészedényeket, 6 m-es magasságba pedig az erkélyládákat. Az expozíciós helyszínek az alábbiak voltak (7a. ábra).

1. helyszín: üdülőkörzet (földfelszín)
2. helyszín: üdülőkörzet (6 m-es magasság)
3. helyszín: városközpont (földfelszín)
4. helyszín: városközpont (6 m-es magasság)
5. helyszín: E 573-as út (4-es út) (földfelszín)



7a. ábra: Expozíciós helyszínek a levélcikóriával végzett aktív monitoring során (Nyíregyháza, 1994).

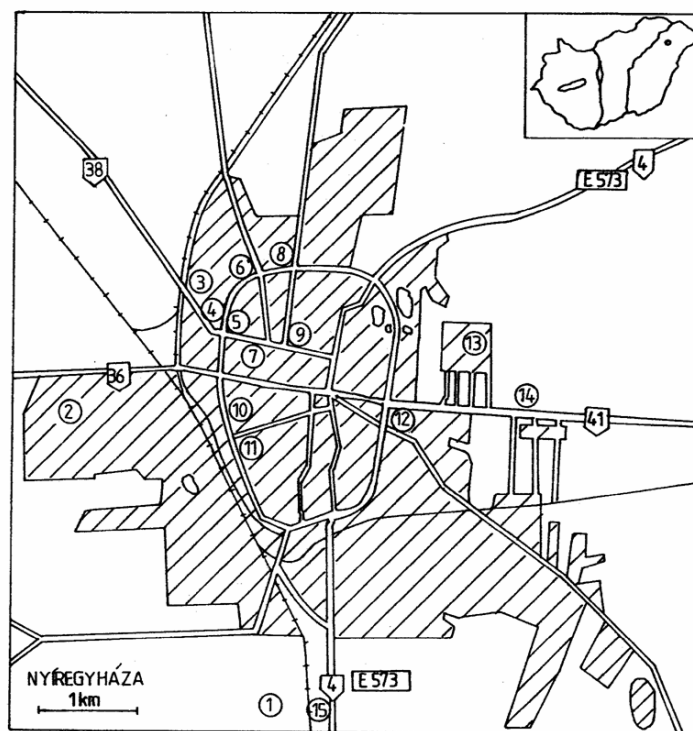
Valamennyi helyszínre 10-10 edényben 30-30 növényt helyeztünk ki 30, illetve 60 napra (a növények felét 30 nap után, másik felét 60 nap után gyűjtöttük be). A jól fejlett növényeknek a begyűjtéskor már 8-12 levele volt.

A császárszállási üdülőkörzet távol esik a forgalmas autótutaktól, Nyíregyházától 6 kilométerre délre található. A városközpontba (Nyíregyháza belvárosába) kihelyezett növények egy forgalmas, négysávos út füves, sávokat elválasztó területére, illetve egy közeli áruház szintén forgalmas útra néző erkélyére kerültek 30 napra. Az észak-déli irányban Nyíregyházáról Debrecenbe vezető E 573-as útra merőlegesen 2,5; 8,0, illetve 16,5 méterre az úttól is helyeztünk ki növényeket. Itt az átlagos gépkocsiforgalom ebben az időszakban 7400 jármű volt naponta.

A fenti vizsgálati helyszíneken fák, bokrok vagy más tárgyak nem akadályozták a széljárást, melynek jellemző iránya észak-északkeleti volt. A megfigyelési időszak alatt a növényeket hetente egyszer csapvízzel öntöztük.

3.5.2. Passzív monitoring mezei katánggal

A passzív monitoring vizsgálatokra 1995. augusztusában, illetve 1996. augusztusában került sor. Forgalmas utaktól távol; 150, 25, illetve 20 méterre található mezőn, pihenőkertben és bemutatókertben (1-3. helyszín), valamint forgalmas autóutak közelében, azoktól 0,2-4,0 méterre mezei katáng (*Cichorium intybus* L.) mintákat gyűjtöttünk be (7. fotó). A mintavételi helyeket a 7b. ábrán szemléltetjük.



7b. ábra: Mintavételi helyek a mezei katánggal végzett passzív monitoring során (Nyíregyháza, 1995, 1996).

A növények gyökerei alól 3 párhuzamos talajmintát is vettünk botfúróval 0-10 cm-es mélységből. Amennyiben ez megoldható volt a 0-10 cm-es mélységből történő talajmintavételt a forgalmas utak szélétől 0,1 m-re (4-12. helyszín) is elvégeztük. Valamennyi talajmintában megmértük kálium-kloridos szuszpenzióban a pH-t, a leiszapolható rész (< 0,02 mm) %-os mennyiségét (anyag- és iszaptartalom), valamint a humusztartalmat (talajvizsgálati szabványokat ld. a 3.2. fejezetben) (BUZÁS, 1988, 1993). A kontroll, szennyezetlen területeken (1-3. helyszín) a pH(KCl) értéke 6,6 – 7,5 között, a leiszapolható

rész (agyag+iszap %) 10,0 % – 16,0 % között, és a humusztartalom 0,8 % – 1,7 % között változott. A forgalmas utak mentén (4-15. helyszín) a pH(KCl) 7,0 – 7,8, a leiszapolható rész (agyag+iszap %) 8,0 % – 12,8 %, a humusztartalom pedig 1,6 % – 2,5 % volt.

A növéymintákat az aktív és passzív monitoring után laboratóriumba szállítottuk, ahol a levélcikóriát és a mezei katángot rizóma + gyökér és levél részekre választottunk szét (a szárát nem mintáztuk). A rizómákat és a gyökereket folyó csapvízben alaposan megmostuk, majd háromszor váltott desztillált vízben öblítettük. A leveleket nem mostuk meg, a felületi, látható szennyeződések azonban ecsettel gondosan eltávolítottuk az ICP-OES és GF-AAS technikával elvégzett elemanalízis (3.14. fejezet) előtt.

3.6. Galvániszap és szennyvíziszap komposzt okozta talaj nehézfém-szennyeződés vizsgálata fitoindikációval

A talaj galvániszap és települési szennyvíziszap komposzt okozta nehézfém-szennyeződését (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb és Zn) levélcikória indikátor növényt alkalmazva tanulmányoztuk tenyészedényes kísérletekben 1994-1997 között, a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karán, Nyíregyházán.

3.6.1. Tenyészedényes kísérletek galvániszappal szennyezett talajjal

A tenyészedényes kísérletekhez felhasznált szennyezetlen (kezeletlen) barna erdőtalaj a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből (Nyíregyháza, Rákóczi út 69.) származott, a mintavételt a 3.2. fejezetben ismertettük. A szennyezetlen vályogos homok jellegű barna erdőtalaj (szennyezetlen alaptalaj) elemösszetételét a 3.2. fejezetben, alaptulajdonságait pedig a III. mellékletben mutattuk be.

A galvániszappal szennyezett talaj egy korábbi galvánüzem szomszédságában található nyíregyházi konyhakertből (Nyíregyháza, Vasgyár u. 4.) származott (8. fotó). A mintavétel 0-20 cm-es mélységből egy 3x3 méteres terület átlós bejárásával történt ásóval, mely során nagyobb mennyiségű talajt gyűjtöttünk be. A tenyészedényes kísérletek megkezdése előtt a galvániszappal szennyezett talajmintákat légszáraz állapotig szárítottuk, 2 mm-es szitán átszitáltuk, majd alaposan összekevertük. Ezután a talajt fólián vékony rétegben szétterítettük, és 10-10 véletlenszerű helyről mintákat vettünk, melyekből 3 átlagmintát képeztünk az elemanalízishez. Az „összes” nehézfém-tartalmat mindkét talajban cc. HNO₃+cc. H₂O₂ eleggyel történt roncsolás után (3.13. fejezet) ICP-OES technikával (3.14. fejezet) határoztuk meg. A tenyészedényekbe került, galvániszappal szennyezett talaj nehézfém-tartalmát az

1995-ös mintavétel idején a 28. táblázatban mutatjuk be, az 1996-os mintavétel idején mért értékek pedig a 29. táblázatban szerepelnek.

1. tenyészedényes kísérlet: A szennyezetlen alaptalajt növekvő 0, 10, 25, 50, 75 és 100 %-os (m/m) tömegarányban galvániszappal szennyezett talajjal (1995-ös mintavétel) kevertük össze, illetve helyettesítettük.

2. tenyészedényes kísérlet: A galvániszappal szennyezett talajba (1996-os mintavétel) 5 % (m/m) 0,25 mm-es szitán átesett természetes zeolitot (RBZ-jelű klinoptilolit, MHZ-jelű mordenit, MSC-jelű klinoptilolit H-montmorillonittal), illetve bentonitot (MHB-jelű montmorillonit) juttattunk ki. A zeolitokat és a bentonitot a Geoproduct Kft. (Mád) bocsátotta rendelkezésünkre, fizikai és kémiai tulajdonságaikat korábbi publikációinkban (SIMON, 2001) mutattuk be. Kontrollként a szennyezetlen alaptalaj szolgált.

3. tenyészedényes kísérlet: A szennyezetlen alaptalaj egyik felét nem kezeltük (kontroll), másik felébe pedig 50 mg kg^{-1} kadmiumot juttattunk ki kadmium-szulfát ($3 \text{ CdSO}_4 \cdot 8 \text{ H}_2\text{O}$) formájában. A kísérletben alkalmazott másik talaj a galvániszappal szennyezett talaj volt (1996-os mintavétel).

Mindhárom kísérlet indításakor 1,5 kg talajt töltöttünk a műanyag tenyészedényekbe. A tenyészedényekbe 3-3 db 4 hetes (1. tenyészedényes kísérlet), illetve 6 hetes (2-3. tenyészedényes kísérlet) levélcikória (*Cichorium intybus* var. *foliosum* Hegi, cv. Wild) palántákat ültettünk (9. fotó). Az ismétlések száma 6 (1-2. tenyészedényes kísérlet), illetve 4 (3. tenyészedényes kísérlet) volt. Az edényeket a tenyészasztalokon véletlenszerű sorrendben helyeztük el. A növényeket újabb 8 hétig fényszobában (5-6000 lux megvilágítás 8 órán át naponta, 21-25°C nappal, 17-19°C éjszaka) neveltük, és desztillált vízzel öntöztük (3.2. fejezet). A talajokba pótlólagos makro- vagy mikro-tápanyagokat nem juttattunk ki a kísérletek során.

A kísérletek bontásakor meghatároztuk a gyökerek és a rizómák, illetve a hajtások szárazanyag-hozamát minden tenyészedényben (3.12. fejezet). A növénymintákat ezután megdaráltuk, és feltárás után (3.12. fejezet) ICP-OES technikával meghatároztuk az elemösszetételüket (3.14. fejezet).

A kísérlet végén minden tenyészedényből 3 ismétlésben vettünk talajmintákat (3.8.1. fejezet). A mintákat légszáraz állapotig szárítottuk, átszitáltuk ($<0,5 \text{ mm}$) és a gyökérmaradványokat a talajextrakció előtt csipesszel eltávolítottuk. A talajban lévő „összes” nehézfém-tartalmat $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ eleggyel történő roncsolás után (3.13. fejezet)

határoztuk meg ICP-OES technikával. A 2. tenyészedényes kísérlet esetén a fémtartalmakat a „kicszerélhető” és a „felvehető” frakciókban is meghatároztuk (3.13. fejezet).

A 3. tenyészedényes kísérlet befejezésekor az enzimek aktivitásának méréséhez felülről a 2. pozíciójú kifejtett fiatal levelekből, illetve a megmosott gyökerekből néhány grammnyi cseppfolyós nitrogénben lefagyasztottunk, és Dewar-edényben tároltunk. Az enzimaktivitások meghatározásához 1 g-ot mértünk be 3 ismételéssel a mintákból, majd az anyagot dörzsmozsárban cseppfolyós nitrogént alkalmazva elporítottuk. A mintákat ezután 1 g növényanyag: 5 cm³ kivonópuffer (0,1 M Tris-HCl, pH = 7,9; 5 mM MgCl₂; 1 mM EDTE; 10 % glicerín) arányt alkalmazva kvarchomok és 0,5 g bázisos Dowex gyanta (gyártó Fluka) jelenlétében homogenizáltuk. A homogenizátumot centrifugáltuk (Janetzky K 24 hűthető centrifuga, 15 perc, 16000 ford./perc), és a kapott felülúszókat, mint nyers enzimkivonatot használtuk fel az enzimaktivitások méréséhez. A specifikus enzimaktivitások kiszámításához a kivonatok fehérjetartalmát BRADFORD (1976) módszerével határoztuk meg.

A glükóz 6-foszfát-dehidrogenáz (G6PDH, EC 1.1.1.49), a 6-foszfoglükonát-dehidrogenáz (6PGDH, EC 1.1.1.44), az izocitrát-dehidrogenáz (ICDH, EC 1.1.1.42), a malát-dehidrogenáz (MDH, EC 1.1.1.37) és a peroxidáz (POD, EC 1.11.1.7) enzimek aktivitását spektrofotometriásan (Perkin Elmer Lambda 2 készülékkel) határoztuk meg 3 ismételéssel. Az abszorpciót az első 4 enzim esetén 340 nm-en, a peroxidáz enzim esetén pedig 480 nm-en mértük. A küvettkba került enzimrendszereket korábbi publikációnkban (VINCZE és SIMON, 2003) mutattuk be.

3.6.2. Tenyészedényes kísérlet települési szennyvíziszap komposzttal szennyezett talajjal

A kísérlethez felhasznált szennyezetlen alaptalaj a főiskola bemutatókertjéből származott (3.2. fejezet, III. melléklet), a nyíregyházi települési szennyvíziszap komposztot (3.3. fejezet, IV. melléklet) a Nyírségvíz Rt. bocsátotta rendelkezésünkre. A talaj és a szennyvíziszap komposzt aktuális nehézfém-összetételét a 34. táblázatban mutatjuk be.

A légszáraz talajt 2 mm-es szitán átszitáltuk. A 105°C-on tömegállandóságig megszárított szennyvíziszap komposztot 2 mm-es részecskeméret eléréséig nagyteljesítményű elektromos darálóval aprítottuk.

A szennyezetlen alaptalajt növekvő 0, 10, 25, 50 és 100 %-os (m/m) tömegarányban szennyvíziszap komposzttal kevertük össze, illetve helyettesítettük. A tenyészedények 6 kg talaj–szennyvíziszap komposzt keveréket tartalmaztak, melybe 5 db 5 hetes levélcikória (cv. Wild) palántákat ültettünk. A 4 ismételéssel beállított kísérletben a tenyészedényeket

véletlenszerű sorrendben helyeztük el a tenyészasztalokon. A növényeket 6 hétig neveltük a főiskola üvegházában (mesterséges megvilágítás nélkül) $25\pm 5^{\circ}\text{C}$ -os nappali és $12\pm 2^{\circ}\text{C}$ -os éjszakai hőmérséklet mellett).

A kísérlet befejezésekor a növényeket (10. fotó) gyökér+rizóma és hajtás részekre bontottuk. A mintákat megmostuk, megszárítottuk (megállapítottuk szárazanyag-hozamukat), megdaráltuk, elroncsoltuk és ICP-OES technikával megvizsgáltuk az elemösszetételüket (3.12. és 3.14. fejezet).

Az „összes” nehézfém-tartalom mellett meghatároztuk, hogy a szennyezetlen talajban és a szennyvíziszap komposztban a nehézfémek milyen arányban vannak jelen a „kicserélhető”, „szerves anyaghoz kötött” és a növények által „felvehető” frakciókban (3.13. fejezet).

3.7. Mezőgazdasági növények passzív nehézfém fitoextrakciójának vizsgálata

Különbféle mezőgazdasági növényfajok passzív nehézfém fitoextrakciós képességét üvegházi tenyészedenyes kísérletben tanulmányoztuk 1997-ben Nyíregyházán, a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karán.

A kísérlethez felhasznált szennyezetlen talaj a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből származott (3.2. fejezet, III. melléklet). A galvániszappal szennyezett talaj begyűjtését a 3.6.1. fejezetben írtuk le. A talajok előkészítését, feltárását és elemanalízisét a 3.13. és 3.14. fejezetekben ismertettük. A 3.2. fejezetben leírt módon a galvániszappal szennyezett talajnak is meghatároztuk néhány alapjellemzőjét, melynek eredményei a következők voltak: pH(KCl) 6,8; humusztartalom 1,1%; K_A 32; leiszapolható rész 16 %; T-érték $8,2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$; „összes” elemtartalom: P–1,4; K–2,4; Ca–53,3; Mg–4,8 g kg^{-1} . Mindkét talaj enyhén savanyú kémhatású vályogos homok jellegű barna erdőtalaj volt, nehézfém-tartalmukat a 35. táblázatban mutatjuk be.

Üvegházi tenyészedenyes kísérletet állítottunk be az alábbi hét termesztett növényfajjal: szareptai mustár (*Brassica juncea* L. Czern., cv. Negro Caballo), fehér mustár (*Sinapis alba* L., cv. Budakalászi sárga), tarlórépa (*Beta vulgaris* L. var. *Rapa*, cv. Horpácsi lila), takarmányretek (*Raphanus sativus* L. convar. *oleiformis* Pers., cv. Leveles olajretek), káposztarepce (*Brassica napus* L. ssp. *oleifera* Metzg. ap. Sinsk., Mécses), kender (*Cannabis sativa* L., cv. Kompolti hibrid TC) és amaránt (*Amaranthus hypochondriacus* L., cv. Edit).

A teszt növények magvait 1,5 kg szennyezetlen talajt vagy galvániszappal szennyezett talajt tartalmazó műanyag tenyészedenyekbe vetettük el. Két hét múlva a kikelt növényekből a 3 legfejlettebbet hagytuk meg egy-egy tenyészedenyen. A kísérletet 3 ismétléssel állítottuk be, az edényeket a tenyészasztalokon véletlenszerű sorrendben helyeztük el. Valamennyi

tenyészedény talaját a kísérlet során 3 alkalommal nitrogénnel ($3 \times 17 \text{ mg kg}^{-1} \text{ N NH}_4\text{NO}_3$ formájában), foszforral és káliummal ($3 \times 33 \text{ mg kg}^{-1} \text{ P}$, illetve $3 \times 33 \text{ mg kg}^{-1} \text{ K KH}_2\text{PO}_4$ formájában) egészítettük ki. A növények öntözésének módját, az üvegházra jellemző környezeti paramétereket a 3.2. fejezetben ismertettük.

A kísérletet a magvak elültetése után 8 héttel fejeztük be, a legtöbb növényfaj már virágzott (11. fotó). A növények gyökerét és hajtását megmostuk, megszárítottuk, ledaráltuk és az elemanalízist megelőzően salétromsav és hidrogén-peroxid elegyével feltártuk (ld. 3.12. fejezet).

A növények által felvett egyes nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Ni és Zn) mennyiségét nem csak 1 gramm növényi szárazanyagra vetítve adtuk meg, hanem megszorozva összegüket az adott növényi szerv szárazanyag-hozamával kiszámoltuk a gyökerek és hajtások által felvett összes nehézfém mennyiségét is.

3.8. Krómmal szennyezett talaj indukált fitoextrakciójának vizsgálata

A krómmal szennyezett talajok kelátképző pikolinsavval előidézett, indukált fitoextrakcióját két tenyészedényes kísérletben vizsgáltuk meg 1999-ben és 2000-ben a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének fényszobájában. Tesztnövényként takarmányretket és komatsunát alkalmaztunk, utóbbi Japánban közkedvelt salátanövény. Mindkét növényfaj a káposztafélék (*Brassicaceae*) közé tartozik, melyre az átlagosnál intenzívebb ásványi anyagcsere és fémfelvétel jellemző.

3.8.1. Pikolinsav és króm(III)-pikolinát hatásának vizsgálata a takarmányretkek krómfelvételére

A kísérlethez felhasznált szennyezetlen alaptalaj (humuszos homok) a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának pallagi kísérleti telepéből származott. Egy $10 \times 10 \text{ m}$ -es területről nagyobb mennyiségű talajt gyűjtöttünk össze rétegfúróval $0\text{--}20 \text{ cm}$ -es mélységből. Az mintákat légszáraz állapotig megszárítottuk, 2 mm -es szitán átszitáltuk, alaposan összekevertük, majd vékony rétegben szétterítettük. Ezután $10\text{--}10$ véletlenszerű helyről mintákat vettünk, melyek összekeverésével 3 átlagmintát képeztünk a talajvizsgálatokhoz és az elemanalízishez. A talaj néhány alapjellemzőjét is megvizsgáltuk (3.2. fejezet), illetve bevizsgáltattuk, utóbbi eredményeit az V. mellékletben mutatjuk be. A talaj kationcserélő-kapacitása $6,2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, „összes” krómtartalma $12,9 \text{ mg kg}^{-1}$ volt.

A 3 ismétléssel beállított tenyészedényes kísérletben a talajok kezelése az alábbiak voltak:

1. Desztillált víz (kontroll),
2. 1, 10 és 100 mg kg⁻¹ Cr(III) CrCl₃ · 6H₂O formájában,
3. 7, 70 és 700 mg kg⁻¹ pikolinsav (2-piridin-karboxilsav),
4. 1+7, 10+70 és 100+700 mg kg⁻¹ króm(III)-klorid és pikolinsav külön-külön kijuttatva,
5. 0,1; 0,2; 0,5; 1; 2; 5; 10; 20; 50; 100 és 200 mg kg⁻¹ Cr(III)-pikolinát.

A Cr(III)-pikolinátot króm-klorid és pikolinsav 1:3 molarányú elegyből készítettük. Az elegyet állandó keverés mellett 80°C-ra melegítettük a vöröses-ibolya színű Cr(III)-pikolinát komplex (12. fotó) kialakulásáig, és lehűtés után azonnal kijuttattuk a talajokba. Valamennyi fenti vegyületet 270 cm³ desztillált vízzel juttattuk ki a talajba, mely a szántóföldi vízkapacitás 75 %-nak felelt meg.

A kezelések után 1 nappal az 1,5 kg talajt tartalmazó tenyészedényekbe elvetettük a takarmányretek (*Raphanus sativus* L. convar. *oleiformis* Pers., cv. Leveles olajretek) magvait. Két hét múlva csak a 3 legfejlettebb növényt hagytuk meg tenyészedényenként. A fényszobában a megvilágítás hosszát és intenzitását (naponta 10 órán át átlagosan 15000 lux), a hőmérsékletet (23±4°C nappal, 18±1°C éjjel), és a relatív páratartalmat (40~50 %) szabályoztuk. A növényeket desztillált vízzel öntöztük.

A kísérletet a magok elültetése után 8 héttel bontottuk. A gyökereket és a hajtásokat mostuk, szárítottuk, megdaráltuk, majd feltárás után elvégeztük elemanalízisüket (3.12. és 3.14 fejezetek). A kísérlet indításakor és befejezésekor dugófúróval (átmérő: 8 mm) 10-10 leszúrásból valamennyi tenyészedényből (kezelésenként 3 ismétléssel) talajmintákat vettünk. Ezeket megszáritottuk, 0,5 mm-es szitán átszitáltuk, majd cc.HNO₃+cc.H₂O₂ roncsolatából (3.13. fejezet) elvégeztük az elemanalízisét.

3.8.2. Pikolinsav krómmobilizáló hatásának vizsgálata különféle krómszennyezett közegekből takarmányretek és komatsuna jelzőnövényekkel

Ehhez a tenyészedényes kísérlethez is a pallagi humuszos homoktalajt használtuk fel szennyezetlen alaptalajként (V. melléklet). Másik termesztőközegként egy galvaniszappal szennyezett barna erdőtalaj szolgált, mely Kállósemjénből (Kossuth u. 50.) egy korábban felszámolt galvanizáló üzem melletti konyhakertből származott (13. fotó). Felmérendő, hogy a konyhakert mely része tekinthető nehézfémekkel szennyezettnek, először egy 4 m széles és 20 m hosszú területről 2x2,5 m-es négyzetrács mentén 14 pontmintát vettünk 0-20 és 20-40 cm mélységből rétegfúróval. A talajanalitikai eredmények birtokában a mintavételt leszűkítettük a legszennyezettebb 2x5 m-es területre, ahonnan rétegfúróval nagyobb mennyiségű talajt gyűjtöttünk be 0-20 cm-es mélységből. Ezt az előző fejezetben leírt módon

előkészítettük, megmintáztuk, és 3 ismételtsben megvizsgáltuk néhány alapjellemzőjét (pH_{KCl} 6,77; vályogos homok 26,6% leiszapolható résszel, humusztartalom 2,14%, CaCO_3 -tartalom 0,7%, kationcserélő-kapacitás 24,5 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ és „összes” elemösszetételét (3.2., 3.13-14. fejezet). A galvániszappal szennyezett talajban 135 mg kg^{-1} volt a krómtartalom, a talaj kadmiummal (5 mg kg^{-1}) és cinkkel (360 mg kg^{-1}) is szennyezett volt.

A krómmal erősen szennyezett börgyári szennyvízüledék (31370 mg kg^{-1} „összes” Cr) egy időközben szintén felszámolt kunszentmártoni börgyár szennyvízülepítőjéből származott (LAKATOS et al., 2002; KERESZTÚRI és LAKATOS, 2003) (14. fotó).

A szennyezetlen alaptalaj, a galvániszappal szennyezett talaj és a börgyári szennyvízüledék előkészítése a korábbi fejezetekben ismertetett módon történt.

Ebben a fényszobás tenyészedenyes kísérletben két talajon két időbeli kezelést alkalmaztunk, és kétféle jelzőnövényt használtunk. Az első kezelés során a szennyezetlen pallagi talajba 10 és 100 mg kg^{-1} krómot juttattunk ki $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ formájában, illetve a talajt 2,5 % (m/m) 31370 mg kg^{-1} krómot tartalmazó börgyári szennyvízüledékkel kevertük össze. Az első kezelés során a galvániszappal szennyezett talajt csak desztillált vízzel nedvesítettük meg. A második kezelésekre a tenyészidő közepétől került sor, ezek a növények 5 hetesek voltak. A talajba az öntözővízzel pikolinsavat (15. fotó), illetve EDTE-at juttattunk ki. Egyes kultúráknál a pikolinsavas kezelést a tenyészidő 6., 7. és 8. hetében is megismételtük. A kezelési sémát az 5. táblázatban foglaltuk össze.

5. táblázat: Pikolinsav krómmobilizáló hatását vizsgáló tenyészedenyes kísérlet kezelési sémája (Nyíregyháza, 2000)

Talaj	1. kezelés	2. kezelés	Jelzőnövény
SZT	–	–	takarmányretek
SZT	10 mg kg^{-1} Cr	–	takarmányretek
SZT	10 mg kg^{-1} Cr	4x 70 mg kg^{-1} pikolinsav	takarmányretek
SZT	–	4x 10 mg kg^{-1} Cr-P	takarmányretek
SZT	100 mg kg^{-1} Cr	–	takarmányretek
SZT	100 mg kg^{-1} Cr	1x 700 mg kg^{-1} pikolinsav	takarmányretek
SZT	100 mg kg^{-1} Cr	1x 700 mg kg^{-1} EDTE	takarmányretek
SZT	–	–	komatsuna
SZT	100 mg kg^{-1} Cr	–	komatsuna
SZT	100 mg kg^{-1} Cr	1x 700 mg kg^{-1} pikolinsav	komatsuna
SZT	2,5 % BSZÜ	–	takarmányretek
SZT	2,5 % BSZÜ	1x 700 mg kg^{-1} pikolinsav	takarmányretek
SZT	2,5 % BSZÜ	4x 700 mg kg^{-1} pikolinsav	takarmányretek
GSZT	–	–	takarmányretek
GSZT	–	1x 700 mg kg^{-1} pikolinsav	takarmányretek
GSZT	–	4x 700 mg kg^{-1} pikolinsav	takarmányretek

Rövidítések: SZT=szennyezetlen alaptalaj, GSZT=galvániszappal szennyezett talaj, BSZÜ=börgyári szennyvíz üledék, Cr-P: króm(III)-pikolinát, EDTE=etilén-diamin-tetraecetsav

Az első kezelések után 1 nappal a 1,5 kg talajt tartalmazó tenyészedényekbe takarmányretek (*Raphanus sativus* L. convar. *oleiformis* Pers., cv. Leveles olajretek) és komatsuna (*Brassica campestris* L. subsp. *napus* f. et THOMS. var. *komatsuna* MAKINO, cv. Kuromaru) magvakat ültettünk. Két héttel később a növényekből 3 (takarmányretek), illetve 5 (komatsuna) egyedet hagytunk meg tenyészedenyenként. A 3 ismétléssel beállított fényszobás kísérlet környezeti paraméterei megegyeztek az előző fejezetben leírtakkal.

A kísérletet a növények 8 hetes korában fejeztük be, majd a többi tenyészedenyes kísérlethez hasonló módon meghatároztuk a növények szárazanyag-hozamát és elemösszetételét (3.12. és 3.14. fejezet).

A kísérlet befejezésekor valamennyi tenyészedenyből talajmintákat vettünk (3.8.1. fejezet), melyben meghatároztuk az „összes”, „felvehető” és „kicserélhető” elemtartalmakat (3.13. fejezet).

A kísérlet befejezésekor a fémkoncentrációkat a – CSILLAG et al. (1999b) módszerével nyert – talajoldatban is meghatároztuk. Két ismétlésben 500 gramm (0,5 mm-es szitán átszitált) légszáraz talajt a szabadföldi vízkapacitás (-20 kPa vízpotenciál) eléréséig ionmentes vízzel visszanedvesítettünk, és szobahőmérsékleten 1 hétig inkubáltunk (közben háromszor átkevertük). A centrifugálást megelőzően 105°C-on történő szárítással meghatároztuk a gravimetriás víztartalmat (θ_w). A talajok vizes fázisát ezután speciális, duplaaljú centrifugacsövekben történő 1 órás centrifugálással (Beckman J2-21 típusú centrifuga, 5500 ford./perc \approx 3000 g) választottuk el, mely -1500 kPa-nak, a növény konvencionális hervadáspontjának (a gyökér szívóerejének) felelt meg. Ily módon a holtvíznél gyengébben kötött, a növények számára közvetlenül felvehető talajoldathoz, és benne a nehézfémek legmobilisabb frakciójához jutottunk. A talajoldatokat az ICP-OES technikával elvégzett elemzés, illetve a pH és elektromos vezetőképesség (EC) értékek meghatározása előtt szűrőpapíron átszűrtük.

A kezelések hatását a növények krómfelvételére és transzlokációjára a koncentráció hányadosok és transzport indexek alapján is számszerűsítettük, melyet ATHALYE et al. (1995) szerint határoztunk meg. A koncentráció hányadosokat a növényi szövetekben és a talajban mért króm mennyisége hányadosának százszorosaként, a transzport indexeket a hajtásban és az egész növényben mért króm mennyiségek hányadosának százszoros értékeként számítottuk ki.

3.9. Nehézfémekkel szennyezett talajok folyamatos fitoextrakciójának vizsgálata

A nikkel, cink és kadmium hiperakkumulációjára képes (a Kőszegi-hegységben serpentin talajokon őshonos) osztrák tarsóka (*Thlaspi goesingense* Hal.) (16-17. fotó) folyamatos fém fitoextrakcióját tenyészedényes kísérletben tanulmányoztuk 2000-ben a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének fényszobájában.

Az osztrák tarsóka magvait a Kelet-Ausztriában található Redschlag hegyeiben gyűjtötték, és a Bécsi Mezőgazdasági Egyetem Talajtani Tanszékének munkatársai bocsátották rendelkezésünkre.

A kísérlethez egyik talajként a főiskola bemutatókertjéből származó szennyezetlen barna erdőtalajt használtuk fel (3.2 fejezet, III. melléklet), mely $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ kivonatában $14,9 \text{ mg kg}^{-1}$ nikkelt és $12,2 \text{ mg kg}^{-1}$ krómot mértünk. Másik talajként a galvániszappal szennyezett, kállósemjéni konyhakertből begyűjtött barna erdőtalaj szolgált (3.8.2. fejezet), melynek nikkeltartalma $12,0 \text{ mg kg}^{-1}$, krómtartalma 105 mg kg^{-1} volt. A talajok megmintázásának módját a 3.2. és 3.8.2. fejezetekben ismertettük.

A 3 ismételssel beállított kísérletben a kezelések az alábbiak voltak*:

1. szennyezetlen barna erdőtalaj + 500 mg kg^{-1} Ni + 500 mg kg^{-1} Cr
2. galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj
3. galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj + 500 mg kg^{-1} Ni + 500 mg kg^{-1} Cr

Nikkel-kloridból (NiCl_2) és króm-kloridból (CrCl_2) törzsoldatokat készítettünk. A törzsoldatokat az 500 mg kg^{-1} nikkel és 500 mg kg^{-1} króm kijuttatásához 250 cm^3 – a talajok szántóföldi vízkapacitásának megfelelő mennyiségű – desztillált vízzel hígítottuk. Az így kapott oldatokat egyenletesen a légszáraz talajokra permeteztük. Ezután a talajokat 6 hónapon át laboratóriumban szobahőmérsékleten tartottuk (elősegítendő a kijuttatott fémek talajbéli megkötődését), és 10 naponta a szántóföldi vízkapacitás eléréséig desztillált vízzel telítettük. Valamennyi tenyészedény $1,5 \text{ kg}$ talajt tartalmazott, melybe közvetlenül (palántanevelés nélkül) ültettük el az osztrák tarsóka magvait. Egy tenyészedényben átlagosan 3 növényegyedet neveltünk. A fényszobában a környezeti tényezők és az öntözés módja megegyezett a korábban (3.8.1. fejezetben) leírtakkal.

A kísérletet 16 héttel a magvak elültetése után fejeztük be. Megmértük a gyökerek és a hajtások szárazanyag-hozamát (3.12. fejezet), és ICP-OES technikával megvizsgáltuk a fémfelvételét (3.14. fejezet).

* Mivel a *Thlaspi* fajok csak nagy fémtartalmú talajokban képesek jól fejlődni, ezért szennyezetlen barna erdőtalajon nem állítottunk be kontrollt.

A kísérlet bontásakor 10-10 leszúrásból valamennyi tenyészedenyből talajmintákat is vettünk (3.8.1. fejezet), melyekből átlagmintákat képeztünk. Az átlagmintákat 70°C-on 5 óra alatt szárítószekrényben megszáritottuk, 0,5 mm-es szitán átszitáltuk, majd a talajokban kezelésenként 3 ismételtsben meghatároztuk az „összes”, „felvehető” és „kicserélhető” fémtartalmat (3.13. fejezet).

A mérési eredmények alapján kiszámoltuk a koncentráció hányadosokat és a transzport indexeket (3.8.2. fejezet).

3.10. Kadmiummal és nikkellel szennyezett víz rizofiltrációjának vizsgálata

A kadmium és a nikkellel szennyezett vízből, növényi gyökerekkel történő eltávolítását (rizofiltrációját) 3 tápoldatos kísérletben tanulmányoztuk 2002-2004 között a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének fényszobájában (18. fotó). Tesztnövényként napraforgót, sütőtököt és szareptai mustárt alkalmaztunk – ezek a növényfajok az átlagosnál nagyobb gyökértömeggel rendelkeznek, és intenzív ásványi anyagcserét folytatnak. Megvizsgáltuk továbbá, hogy *Pseudomonas* talajbaktériumok tápoldatba juttatásával, rizoplán kialakításával fokozható-e a gyökerek kadmiumfelvétele, és ezzel javítható-e a rizofiltráció hatékonysága.

1. tápoldatos kísérlet: A napraforgó (*Helianthus annuus* L, cv. Kisvárdai), sütőtök (*Cucurbita maxima* Duch., cv. Nagydobosi) és szareptai mustár (*Brassica juncea* L. Czern., cv. Negro Caballo) magvait fertőtlenítettük (áztatás háztartási nátrium-hipoklorit oldatban 10 percig), és 10 napig csíráztattuk desztillált vízzel nedvesített szűrőpapíron, Petri-csészékben. Ezután a növényeket 21, illetve 35 napig 5 dm³ – folyamatosan levegőztetett – Hoagland-tápoldatban (összetételét ld. 3.4. fejezet) neveltük tovább. Valamennyi tenyészedenybe 3 növényt helyeztünk. A tápoldatokat hetente egyszer teljesen kicseréltük. A kísérlet alatt a fényszobában a hőmérsékletet (nappal 24±1°C, éjszaka 19±2°C), a páratartalmat (35-55 %) és a megvilágítást (átlagosan 15000 lux 10 órán át naponta) szabályoztuk.

Megfelelően nagy gyöker-biomassza elérése után (18. fotó) a tesztnövényeket 3 ismételtsben 2 mg dm⁻³ kadmiumot (3 CdSO₄ · 8H₂O) tartalmazó friss tápoldatba helyeztük. Mivel a tenyészedenyek ezúttal is 5 dm³ tápoldatot tartalmaztak, összesen 10000 µg kadmiumot juttattunk ki így tenyészedenyenként. A kontroll kultúrák tápoldatába nem juttattunk ki kadmiumot. A kadmiumkezelések alatt (0. óra), majd 6, 24 és 48 óra elteltével a tenyészedenyekben található 3-3 növényt egyedenként feldolgoztuk azért, hogy nyomon követhessük a kísérleti növények gyökerének és hajtásának kadmiumfelvételét.

A gyökerekre tapadt tápoldatot háztartási papírtörölközővel itattuk le (a mintákat egyik rizofiltrációs kísérlet után sem mostuk), a hajtásokat pedig folyó csapvizet mosás után háromszor váltott desztillált vízzel öblítettük. A gyökereknek és hajtásoknak meghatároztuk a szárazanyag-hozamát (3.12. fejezet), majd ICP-OES technikával meghatároztuk az elemösszetételét (3.14. fejezet).

2. tápoldatos kísérlet: Szennyezetlen barna erdőtalajon (3.2. fejezet, III. melléklet) 21 napig szareptai mustár (cv. Negro Caballo) palántákat neveltünk. A növényeket (tenyészedényenként hármat) ezután 5 dm³ levegőztetett Hoagland-tápoldatban (3.4. fejezet) neveltük tovább újabb 21 napig (18. fotó). A fényszobában a környezeti paraméterek megegyeztek az előző kísérletben leírtakkal. A *Pseudomonas fluorescens* baktériumok (melyek a Nyíregyházi Főiskola Növénytan Tanszékének gyűjteményéből származtak, és nem voltak nehézfém-adaptáltak) felszaporítása Nutrient-táplevesben történt 26 °C-on 48 órán keresztül (SZEGLI, 1978). A szuszpenzióban (19. fotó) a sejtkoncentrációkat Bürker-kamrában mikroszkóppal határoztuk meg. Az 1. kezelés során a 42 napos kultúrák egy részének tápoldatába *P. fluorescens* baktériumokat juttattunk ki 3 ismétléssel (6. táblázat). A 2. kezelésben (Cd- és Ni-kezelés, *P. fluorescens* kultúrák ismételt tápoldatba juttatása) a 47 napos növények részesültek 3 ismétlésben a 6. táblázatban bemutatott módon. A kontroll kultúrákba a baktériumszuszenzió térfogatával megegyező térfogatú desztillált vizet juttattunk ki.

6. táblázat: A szareptai mustár kultúrák kezelése (fényszobás tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, 2003).

1. kezelés	2. kezelés
Kontroll	Kontroll
Kontroll	2 mg dm ⁻³ Cd
Kontroll	2 mg dm ³ Cd+ <i>Pseudomonas fluorescens</i> **
Kontroll	2 mg dm ⁻³ Ni
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	Kontroll
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	2 mg dm ⁻³ Cd
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	2 mg dm ³ Cd+ <i>Pseudomonas fluorescens</i> **
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	2 mg dm ⁻³ Ni

*kiindulási sejtszám a tápoldatban 1,32 · 10⁶ cm⁻³; **kiindulási sejtszám a tápoldatban 1,26 · 10⁶ cm⁻³

A kísérlet feldolgozásakor, melyre a 2. kezelések után 48 órával került sor, a növények 49 naposak voltak. A gyökerek és hajtások szárazanyag-hozamának mérését és elemanalízisének módszerét a 3.12 és 3.14. fejezetekben részleteztük.

3. tápoldatos kísérlet: A 14 napos szareptai mustár (cv. Negro Caballo) palántákat $2,5 \text{ dm}^3$ Hoagland-tápoldatba (3.4. fejezet) helyeztük, egy tenyészedenybe ezúttal 4 növény került. A Cd-érzékeny *Pseudomonas cepacia* talajbaktériumok a Nyíregyházi Főiskola Növénytan Tanszékének gyűjteményéből származtak. Itt történt a Cd-toleráns *P. cepacia* kultúrák izolálása is egy kadmiummal szennyezett talajból. A talaj Nagyhörcsökről, a nehézfém-terheléses tartamkísérlet 1991-ben 270 kg ha^{-1} kadmium-szulfáttal kezelt parcellájából származott (KÁDÁR, 1995). A talajon a 2004-es mintavétel idején lucernát termesztettek. A talajból 1 grammot 20 percig desztillált vízzel rázattunk, majd a szuszpenzióból $50 \mu\text{l}$ -t Nutrient és King B tápagarra szélesztettünk, melyet 26°C -on 48 órán át inkubáltunk. A baktériumfajokat, köztük a *P. cepacia*-t biokémiai módszerekkel (Gram-festés, oxidáz-kataláz reakciók, savképzés) és API-tesztek segítségével határoztuk meg (VINCZE et al., 1994). Ezután a *P. cepacia* kultúrákat felszaporítottuk, és meghatároztuk a baktériumszuszenzió sejtszámát (részletesen ld. fenn).

Az 1. kezelésre a fényszobában nevelt növények 25 napos korában került sor, a tápoldatba ehhez 3 ismétléssel Cd-érzékeny, illetve Cd-toleráns *P. cepacia* baktériumokat juttattunk ki. A 3 ismétléssel beállított 2. kezelésre (kadmium kijuttatásra) a növények 33 napos korában került sor. A kezelések sémáját és a kijuttatott baktérium sejtszámokat a 7. táblázatban mutatjuk be. A növényeket 48 órával később dolgoztuk fel, meghatároztuk a gyökerek és a hajtások szárazanyag-hozamát és elemösszetételét (3.12 és 3.14. fejezetek).

7. táblázat: A szareptai mustár kultúrák kezelése (tápoldatos fényszobás kísérlet, Nyíregyháza, 2004)

Kultúrák és kezelések jelölése	1. kezelés	2. kezelés
Kontroll	–	–
PC ⁻	Cd-érzékeny <i>Pseudomonas cepacia</i> *	–
PC ⁺	Cd-toleráns <i>Pseudomonas cepacia</i> **	–
Kontroll+Cd	–	$2 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$
PC ⁻ + Cd	Cd-érzékeny <i>Pseudomonas cepacia</i> *	$2 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$
PC ⁺ + Cd	Cd-toleráns <i>Pseudomonas cepacia</i> **	$2 \text{ mg dm}^{-3} \text{ Cd}$

* kiindulási sejtszám a tápoldatban $1,31 \cdot 10^5 \text{ cm}^{-3}$; **kiindulási sejtszám a tápoldatban $1,34 \cdot 10^5 \text{ cm}^{-3}$

Az egyes tenyészedenyekben lévő 4 növény gyökeréből $0,5 \text{ g}$ -os átlagmintákat vettünk 3 ismételtsben (melyeket nem mostunk meg), és 100 cm^3 tápoldattal együtt 4°C -ra hűtve felvittük az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének Rhizobiológiai Kutatórészlegébe. Itt elvégeztük a tápoldatban és a gyökereken lévő mikroorganizmusok visszaizolálását, melyhez szelektív táplemezeket alkalmaztunk ANGERER et al. (1998) módszerét követve. A megfelelő hígításból leszámolt baktérium-telepeket 1 g száraz

gyökértömegre konvertáltuk. Az összes heterotrófok csíraszámát a leszűrt tápoldatban és a gyökérben tanulmányoztuk, az endofita *Pseudomonas* sejtszámot pedig a gyökérbelsőben mértük. A heterotróf csíraszámot Nutrient-táplemezen, a *Pseudomonas* baktériumok számát pedig King B táplemezen ellenőriztük.

3.11. Nehézfémekkel szennyezett bányameddő fitostabilizációjának vizsgálata

A nagy nehézfém (Cd, Cu, Mn, Pb és Zn) -tartalmú, Gyöngyösorosziból származó bányameddő (20. fotó) fitostabilizációját két vörös csenkessel beállított, tenyészedényes kísérletben tanulmányoztuk 2001-ben és 2002-ben a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének fényszobájában.

A fémeket stabilizáló adalékként kalcium-karbonátot, települési szennyvíziszap komposztot (21. fotó), tőzeget, természetes zeolitot (21. fotó), kálium-dihidrogén-foszfátot, illetve ezek kombinációját kevertük a bányameddőhöz. Megvizsgáltuk továbbá, hogy a stabilizált bányameddőn fejlődő vörös csenkész gyökerein fém-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal kialakítható-e szimbiózis, és ez miként hat a tesztnövények nehézfém-felvételére, illetve a növények szárazanyag-hozamára.

1. tenyészedényes kísérlet: A bányameddő-mintákat Gyöngyösoroszitól északra a 47°50'55" északi szélességi, és a 19°52'72" keleti hosszúsági fokon található meddőhányóból vettük (LAKATOS et al., 2002). Egy 10 x 10 m-es kijelölt terület két átlója mentén rétegminta fúróval összesen 20 leszúrásból, 0-20 cm-es mélységből mintegy 20 kg-nyi bányameddőt gyűjtöttünk be. A sárga színű bányameddőt laboratóriumban légszáraz állapot eléréséig megszárítottuk, alaposan összekevertük, és az idegen anyagokat (kövek, falevelek, fadarabok) kézzel és szitálással (<2 mm) eltávolítottuk. A bányameddőt vékony rétegben szétterítve 10-10 véletlenszerű helyről mintákat vettünk, és 3 párhuzamos mintát képeztünk. A mintákban meghatároztuk az „összes”, „felvehető”, „kicserélhető” nehézfém-tartalmat (3.13. fejezet).

A bányameddő pH-jának meghatározásához 5-5 g mintát mértünk be a fenti 3 mintából 3 ismételtsben kémcsövekbe, melyekbe 12,5 cm³ 1 M-os KCl oldatot adagoltunk. Alapos összerázás és 18 órás rázás után a felülúszó pH-ját WTW pH 320 típusú (Weilheim, Németország) készülékkel határoztuk meg. A bányameddő kiindulási pH-ja 3,73 volt.

A bányameddő pH-jának >5,5 fölé emeléséhez (mely a növénynevelést már lehetővé teszi) szükséges mészmennyiség kiszámításához 5 g-os mintákat 0,25; 0,5; 0,75; 1 és 1,5 % (m/m) CaCO₃-tal kevertünk össze 3 ismételtsben. A szűrőpapírral kibélelt, tölcsérekbe helyezett mintákat egy héten át naponta annyi desztillált vízzel nedvesítettük meg, hogy a bányameddő

vízkapacitását (20 %) elérjük. Egy hét elteltével a kiszárított minták pH-ját a fent ismertetett módon határoztuk meg. Megállapítottuk, hogy 6,3-as pH eléréséhez 0,5 %-nyi CaCO_3 -ot kell a bányameddőhöz keverni.

A kísérlethez felhasznált, fémszennyeződést nem tartalmazó CaCO_3 (puriss) és KH_2PO_4 (puriss) a Spektrum 3-D Kft.-től (Debrecen) származott.

A települési szennyvíziszap komposzt mintákat a Nyírségvíz Rt. (Nyíregyháza) Westsik Vilmos úti telepén található prizmákból (3.3.2. fejezet. IV. melléklet) gyűjtöttük. A szennyvíziszap komposztot laboratóriumban légszáraz állapotig megszárítottuk, majd kalapácsos malommal (3.12.fejezet) <1 mm részecskeméretig aprítottuk. Salétromsavas és hidrogén-peroxidos roncsolás után ICP-OES analízissel (3.14. fejezet) megállapítottuk, hogy a kísérlethez felhasznált szennyvíziszap csak mérsékelt szennyezett nehézfémekkel (Cd–3,96; Cu–158; Mn–468; Pb–135; Zn–1278 mg kg⁻¹ sz.a.), pH-ja pedig gyengén savanyú kémhatású; pH(H₂O): 6,1 és pH(KCl): 5,95.

A kereskedelemben beszerzett tőzegmohát (pH(KCl): 3,88) a litván Joint Stock Company állította elő, felhasználás előtt felaprítottuk (<1 mm).

A természetes zeolitot (RBZ-jelű klinoptilolites riolittufa) a Zempléni-hegységben bányászták, és a Geoproduct Kft. bocsátotta rendelkezésünkre (jellemzőit ld. SIMON, 2001b). A mintákat alaposan összekevertük, dörzsmozsárban porítottuk és 0,25 mm átmérőjű szitán átszitáltuk. Salétromsavas és hidrogén-peroxidos roncsolás után ICP-OES analízissel (3.14. fejezet) megállapítottuk, hogy a felhasznált zeolit elenyésző mértékben tartalmaz nehézfémeket (Cd–0,77; Cu–2,99; Mn–156; Pb–25,1; Zn–35,1 mg kg⁻¹ szárazanyag).

A tenyészedényes kísérlet beállításához 4,5 kg légszáraz bányameddőt alaposan összekevertünk 0,5 % (m/m) CaCO_3 -tal. A 3 ismétléssel beállított kísérletben a kezelések* az alábbiak voltak:

1. 0,5 % (m/m) CaCO_3
2. (1) + 9 % (m/m) települési szennyvíziszap komposzt
3. (1) + 5 % (m/m) tőzeg
4. (1) + 7,5 % (m/m) zeolit
5. (1) + 9 % (m/m) KH_2PO_4
6. (1) + (2) + (3) + (4) + (5) (kombinált kezelés)

* Mivel a meszezetlen bányameddőn nem lehetett növényt nevelni, az eredeti bányameddővel nem állítottunk be kontrollt.

Egy-egy tenyészedénybe 0,25 kg bányameddőt helyeztünk, melyet 50 cm³ desztillált vízzel nedvesítettünk meg. Ezzel a vízzel a bányameddőbe 40 mg kg⁻¹ nitrogént is kijuttattunk NH₄NO₃ formájában, melyet később, a növények 4 hetes korában is megismételtünk. A kezelt bányameddőt ezután 9 héten át szobahőmérsékleten tartottuk (érleltük) a laboratóriumban oly módon, hogy hetente 80 cm³ desztillált vízzel nedvesítettük meg. A kísérlet indítása előtt valamennyi tenyészedényben 3 ismétléssel 5 g mintából meghatároztuk a pH-t.

A tenyészasztalokon véletlenszerű sorrendben elhelyezett edényekbe 1,71 g vörös csenkesz (*Festuca rubra* L., cv. Keszthelyi 2) magot vetettünk el. A növényeket szabályozott környezeti paraméterek (3.8.1. fejezet) mellett neveltük, és hetente háromszor desztillált vízzel öntöztük.

A vörös csenkesz hajtását 4 (1. vágás) és 8 hetes (2. vágás) korban takarítottuk be. A kísérlet befejezésekor, 8 hetes korban a gyökerek összegyűjtésére is sor került. A növénymintákat megmostuk, megszárítottuk, megdaráltuk, majd salétromsavas és hidrogén-peroxidos feltárás után ICP-OES technikával elvégeztük az elemanalízisüket (3.12. és 3.14. fejezet).

A kísérlet bontásakor 3 ismétléssel megmintáztuk a bányameddőt, melyben megmértük a pH-t, illetve az „összes”, „felvehető” és „kicszerélhető” nehézfém-tartalmat (3.13. fejezet).

2. tenyészedényes kísérlet: A felhasznált bányameddő ezúttal egy másik gyöngyösoroszi meddőhányóból származott (TAMÁS és KOVÁCS, 2005) (pozíció: 47°50'34" északi szélességi és 19°52'44" keleti hosszúsági fok). A mintavétel, minta-előkészítés, pH-mérés, meszezés és a nehézfém-tartalom vizsgálat a fentiekben leírt módon történt. Megállapítottuk, hogy a bányameddő kiindulási pH-ja 3,73. A pH 6,5 fölé emeléséhez 1 %-nyi CaCO₃-ot kellett a bányameddőhöz keverni.

A Zn-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gomba (*Glomus intraradices* BrI törzs, Glomeromycota, Glomerales) spóráit és hifáit tartalmazó oltóanyag a Inox GmbH-től származott (Köln, Németország). Ezt a törzset a cinkkel szennyezett talajon fejlődő *Viola calaminaria* (DC. Lej.) növény gyökeréről izolálták, és kukorica gazdanövényen szaporították fel (HILDEBRANDT et al., 1999; KALDORF et al., 1999).

A légszáraz, homogenizált, átszitált, nem sterilizált bányameddőből 4 kg-nyit nem kezeltünk, 16 kg-nyit pedig 1 % (m/m) CaCO₃-tal kevertünk össze. A 4 ismétléssel beállított kísérletben a kezelések az alábbiak voltak:

1. Nem kezelt (eredeti) bányameddő
2. (1) + 1 % CaCO₃

3. (2) + *Glomus intraradices* oltás
4. (2) + 5 % (m/m) szennyvíziszap komposzt + 7,5 % (m/m) zeolit
5. (4) + *Glomus intraradices* oltás

Egy-egy tenyészedénybe 1 kg bányameddőt helyeztünk, melybe 40 mg kg⁻¹ nitrogént is kijuttattunk NH₄NO₃-oldat formájában. A nitrogén kijuttatást a növények 4 és 8 hetes korában is megismételtük. A bányameddőt ezúttal is 9 hétig érleltük a fentiekben leírt módon. A pH-t a kísérlet indítása előtt és után 5 g-os bányameddő-mintákból határoztuk meg 4 ismétléssel.

A tenyészasztalokon véletlenszerű sorrendben elhelyezett edénybe 0,6 g vörös csenkesz (cv. Keszthelyi 2) magot vetettünk el. A 3. és 5. kezelés esetén a fűmag vetése 6-7 cm vastag bányameddő-rétegre történt, mely alá 0,75 mm lyukbőségű, műszállal készült hálót helyeztünk. E két kezelés esetén két hét múlva, a műanyag háló segítségével, a kikelt növényeket óvatosan kiemeltük, és a gyökerek alá 0,03 % (m/m) *Glomus* oltóanyagot rétegeztünk (22. fotó).

A vörös csenkesz hajtását a magvak elvetése után 4 héttel (1. vágás), 8 héttel (2. vágás) és 12 héttel (3. vágás) gyűjtöttük be. A fényszobás, tenyészedényes kísérletet 12 hetes korban bontottuk. A hajtások és gyökerek mosása, szárazanyag-hozamának és nehézfém-tartalmának vizsgálata a 3.12. és 3.14. fejezetekben részletezett módon történt.

A megmosott gyökerekből 0,2 g-os részmintákat vettünk 3 ismételtsben. A gyökereket glicerines anilinkékkel festettük meg (23. fotó). KORMANIK et al. (1980) módszere szerint. A mikorrhiza infekció gyakoriságát (F%) és intenzitását (M%), az abszolút (a%) és relatív (A%) arbuszkulum gazdagságot 30 db 1 cm-es gyökérszegmensen határoztuk meg TROUVELOT et al. (1985) módszerét alkalmazva.

A kísérlet befejezésekor 4 ismételtsel bányameddő-mintákat vettünk (3.8.1. fejezet), melyben megmértük az „összes” nehézfém-tartalmat (3.13. fejezet).

A bányameddőn átszüremlett infiltrátumot a tenyészidő 4., 8. és 12. hetében Prenart Super Quartz (Prenart Equipment Aps, Frederiksberg, Dánia) mini-liziméterekkel mintáztuk meg (24. fotó). A bányameddőt a szántóföldi vízkapacitás (20 %) eléréséig desztillált vízzel telítettük, majd a liziméterekben 24 órán keresztül 667 mbar vákuumot képeztünk. Az átlagosan 80 cm³-nyi infiltrátumot MN 619 G ¼ típusú (Macherey-Nagel GmbH, Düren, Németország) szűrőpapíron átszűrtük és cc. HNO₃-val megcseppentettük. A nehézfém-tartalmat 3 ismételtsben 10 cm³-nyi részmintákban mértük ICP-OES technikával.

3.12. Növényminták előkészítése az elemanalízishez, szárazanyag-tartalom meghatározás, a minták feltárása

A kísérletek befejezésekor az egyes növényi szervekből rozsdamentes ollóval több ismétlésben ($n \geq 3$) mintákat vettünk. Amikor a növényeket gyökér és hajtás részekre bontottuk, ügyeltünk arra, hogy a vágás során a hajtás ne tartalmazzon a talajjal közvetlenül érintkezett szárrészt. A növénymintákat alapos csapvizes mosás után háromszor cserélt desztillált vízbe merítve öblítettük. A gyökérminták folyó csapvizes mosása addig történt, amíg szemmel látható talajszennyeződés vagy más idegen anyag már nem maradt a gyökereken. Három lapos tálba ezután néhány cm-es rétegben desztillált vizet öntöttünk, ezekben történt a növénymintákat megmozgatva a minták háromszori öblítése. Az öblítésre szolgáló desztillált vizet a különféle kezeléseket kapott minták mosása után teljesen kicseréltük. Legelőször mindig a kontroll minták mosása történt. Néhány esetben a növényminták mosása elmaradt (3.5.1., 3.5.2. és 3.10. fejezet). A megmosott növénymintákról ezután gondosan leittattuk papírtörölközővel a desztillált vizet, és automata mérleggel (AND EK-120A típus, A&D Co. Ltd., Japán) egy tizedes pontossággal meghatároztuk a zöldtömegüket.

A növényi szervek szárazanyag-tartalmát (szárazanyag-hozamát) $70 \pm 2^\circ\text{C}$ -on 6-24 órán át szárítószekrényben (Mytron Bio- und Solartechnik GmbH, Heilbad Heiligenstadt, Németország) tömegállandóságig történt szárítás után határoztuk meg automata mérleggel (AND EK-1200A típus) két tizedes pontossággal. Az exsikkátorban tárolt növénymintákat laboratóriumi darálóval (IKA MFC típusú kalapácsos malom, IKA Labortechnik Janke & Kunkel GmbH, Staufen, Németország) < 1 mm-es részecskékre aprítottuk.

A porított anyagból mintánként 1 grammot cc. HNO_3 és cc. H_2O_2 (3:1 v/v; 3 M-os HNO_3 végkoncentráció) elegyével roncsoltuk el KOVÁCS et al. (1996) módszere szerint az elemanalízist megelőzően. A feltárás Labor MIM OE 718/A elektromos blokkroncsolóval történt. A feltáráshoz a roncsoló csövekbe helyezett növénymintához 5 cm^3 cc. HNO_3 -at (65% m/m, sűrűség $1,41 \text{ g cm}^{-3}$) adtunk. A csöveket ezután az elektromos blokkroncsoló alumínium fűtőegységébe helyeztük, ahol 30 percen át 60°C -on tartottuk, vagy a mintákat egy éjszakán (12 órán) át szobahőmérsékleten ($20 \pm 2^\circ\text{C}$) állni hagytuk. Ezután a mintákhoz 3 cm^3 cc. H_2O_2 -ot (30%, m/m) adtunk, és blokkroncsolóban a hőmérsékletet 120 percig 90°C -on tartottuk. A lehűtött roncsolatot mérőlombikban ioncserélt vízzel 50 cm^3 -re jelre töltöttük, majd az elemanalízis előtt MN 640W típusú (Macherey-Nagel GmbH, Düren, Németország) szűrőpapíron leszűrtük.

A mikrohullámú roncsolás Ethos Plus típusú (Milestone Microwave Laboratory System, Olaszország) mikrohullámú roncsolóval történt, a roncsolóhoz ajánlott módszer (Grass–Application Note 076) alapján. A roncsolást nagynyomású rotorban végeztük. A mintákból 0,5 g-ot bemérünk a teflonedényekbe, majd 8 cm^{-3} tömény (65%) HNO_3 -at és 2 cm^{-3} 30%-os H_2O_2 -ot mérünk rá. Ezután az edényeket lezártuk. A felfűtési, illetve roncsolási lépések az alábbiak voltak: 3 perc $85\text{ }^\circ\text{C}$, 9 perc $145\text{ }^\circ\text{C}$, 4 perc, $200\text{ }^\circ\text{C}$, 14 perc $200\text{ }^\circ\text{C}$. A felfűtés minden lépését 1000 W teljesítményig végeztük. Ezt követte a 20 perces lehűtési szakasz.

Nem minden esetben állt a rendelkezésünkre megfelelő mennyiségű növény minta. Ha a minta tömeg kevesebb volt, mint 0,5 g (szárazanyag), ultrahangos feltárást alkalmaztunk. Ez esetben a két tizedes pontossággal bemért növényanyaghoz 2 cm^3 cc. HNO_3 -at adtunk, majd a mintákat egy éjszakán át szobahőmérsékleten állni hagytuk. Másnap végeztük a szonikálást ultrahangos fürdőben (HF-frekvencia: 35 kHz, Bandelin Electronic, Sonorex Super RK 103H, Németország), először 30 percig $60\text{ }^\circ\text{C}$ -on. Ezt követően, miután az anyag lehűlt, hozzáadtunk a mintákhoz $0,6\text{ cm}^3$ cc. H_2O_2 –ot (30%, m/m) majd újabb szonikálás következett $80\text{ }^\circ\text{C}$ -on, 3 órán át. Ezután a mintákat lehűtöttük, mérőlombikban ioncserélt vízzel 10 cm^3 -re jelre töltöttük, majd a mérés előtt MN 640W típusú szűrőpapíron leszűrtük.

3.13. Talaj-, szennyvíziszap komposzt-, bányameddő-, és zeolitminták előkészítése és feltárása az elemanalízishez

A talaj-, szennyvíziszap komposzt-, bányameddő-, és zeolitmintákból az elemanalízishez történő feltárás előtt a mechanikai szennyeződések (üveg, kő, cserép, fadarabok) és gyökérmaradványokat gondosan eltávolítottuk. A mintákat laboratóriumban, szobahőmérsékleten ($20\pm 2^\circ\text{C}$) műanyag tálcákon vékony rétegben szétterítve 2 héten át előszárítottuk. A kivonatkészítés, roncsolás előtt a mintákat légszáraz állapot eléréséig $40\pm 2^\circ\text{C}$ hőmérsékleten, 14 órán át (tömegállandóságig) szárítószekrényben megszáritottuk. A megszáritott mintákat 2 mm lyukbőségű szitán átszitáltuk, vagy ha erre szükség volt (pl. a szennyvíziszap komposzt esetén) kalapácsos malommal $<2\text{ mm}$ -es részecskékre aprítottuk. A vizsgálatra előkészített mintákat szobahőmérsékleten tároltuk.

Az „összes” *nehézfém-tartalom* meghatározásához KOVÁCS et al. (2000) módszerét követtük a MSZ 21470-50:1998 szabványban leírtakat is figyelembe véve. Az előkészített mintákból 1 g-ot mértünk be két tizedes pontossággal a roncsoló csövekbe és 5 cm^3 cc. HNO_3 -at (65% m/m, sűrűség $1,41\text{ g cm}^{-3}$) rétegeztünk rá. A csöveket ezután a Labor MIM OE 718/A típusú elektromos blokkroncsoló alumínium fűtőegységébe helyeztük, ahol 30 percen át $60\text{ }^\circ\text{C}$ -on tartottuk, vagy a mintákat egy éjszakán (12 órán) át szobahőmérsékleten

($20 \pm 2^\circ\text{C}$) állni hagytuk. Ezután a mintákhoz 5 cm^3 cc. H_2O_2 -ot (30%, m/m) adtunk, és blokkroncsolóban a hőmérsékletet 270 percig 120°C -on tartottuk. A lehűtött roncsolatot mérőlombikban ionmentes vízzel 50 cm^3 -re jelre töltöttük, majd az elemanalízis előtt MN 640W típusú szűrőpapíron leszűrtük.

A „felvehető” *nehézfém-tartalom* meghatározásához Lakanen-Erviö-féle kivonatot (LAKANEN és ERVIÖ, 1971) készítettünk az MSZ 21470-50:1998 SZABVÁNY (ld. irodalomjegyzék) előírásainak megfelelően. Az előkészített mintákból 5 g-ot mértünk be a műanyag, zárható rázópalackokba két tizedes pontossággal és hozzáadtunk 50 cm^3 hígított kivonóoldatot (0,5 M ammónium-acetát + 0,5 M ecetsav + 0,02 M H_4EDTA , pH 4,65). A mintákat ezután rázógépből (IKA KS 501 típus, IKA Labortechnik Janke & Kunkel GmbH, Staufen, Németország) 1 órán át ráztuk (50 ford./perc), majd az elemanalízis előtt MN 619 G $\frac{1}{4}$ típusú redős szűrőpapíron leszűrtük.

A „szerves anyaghoz kötött” *nehézfém-tartalom* kivonása GYÖRI et al. (1996) módszere alapján történt a fentiekhez hasonló módon. A mintákból szintén 5 g-ot mértünk be két tizedes pontossággal, melyet 50 cm^3 0,5 M NaOH oldattal ráztunk, majd a mintákat leszűrtük.

A „kicszerélhető” *nehézfém-tartalom* kivonása HOUBA et al. (1986) módszere alapján történt. A légszáraz talajminták két tizedes pontossággal bemért 5 g-nyi mennyiségéhez műanyag, zárható rázópalackokba 50 cm^3 semleges kémhatású (pH=7,00) 0,01 M koncentrációjú CaCl_2 -oldatot adtunk, majd síkrázógéppel (IKA KS 501 típus, 200 ford./perc) 2 órán át ráztuk. Ezután a szuszpenziót MN 619 G $\frac{1}{4}$ típusú redős szűrőpapíron leszűrtük.

A fenti vizsgálatokhoz és az elemanalízishez felhasznált valamennyi vegyszer analitikai tisztaságú volt. A vegyszerek a Spektrum 3-D Kft-től (Debrecen), Merck Kft-től (Budapest), a BDH Chemicals Ltd-től (Anglia) és a Scharlau Chemie S.A.-tól (Spanyolország) származtak.

3.14. A növény-, talaj-, szennyvíziszap komposzt-, bányameddő-, és zeolitminták elemanalízise

A talaj- és növényminták elemanalízisét induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria (ICP-OES, Labtam 8840 M típus, Ausztrália vagy Perkin-Elmer Optima 3300 DV típus, Perkin-Elmer Ltd., Wellesley, USA) technika alkalmazásával végeztük el. A Perkin-Elmer készülék optikai rendszere Echelle-rendszerű, argon gázzal öblített, a megfigyelt hullámhossz tartomány 160-782 nm. A rádiófrekvenciás generátor 40 MHz-es, a kicsatolt teljesítmény 1300 W, a detektálás szilárdtest detektorral (SCD) biztosított. A plazmamegfigyelés axiális irányból történt. A porlasztó Meinhard Type A típusú koncentrikus

porlasztó, amelyhez a minták perisztaltikus pumpa segítségével $1,0 \text{ cm}^3 \cdot \text{perc}^{-1}$ áramlási sebességgel jutottak el.

Egyes minták kadmium- és ólomtartalmát grafitkemencés atomabszorpciós spektrometria (GF-AAS, Unicam 939 QZ típus, Anglia) technikával is meghatároztuk. Az ICP-OES és GF-AAS mérések 3 belső ismétléssel történtek.

A növényminták validálásához referenciaként CRM 281 jelű angolperje (Commission of the European Communities, Community Bureau of Reference, Brüsszel) szolgált. A talajminták validálásához BCR-CRM 142R"t" jelű homoktalajt, illetve BCR-CRM 143R"t" jelű szennyvíziszappal szennyezett talajt (előállító Institute for Reference Materials and Measurements, Management of Reference Materials Unit, Geel, Belgium) használtunk fel.

Egyes növényminták N-tartalmát Kjeldahl módszerrel (Tecator, Kjeltex system 1026, Svédország) mértük az MSZ-08-1783-6:1983 SZABVÁNY előírásait követve.

A fenti mérésekre és részben a minta-előkészítésekre a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában került sor Debrecenben.

Néhány ICP-OES analízis a Hajdú-Bihar megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumában (Debrecen) történt Thermo Jarrell Ash Polyscan 61E (Thermo Jarrell Ash Corporation, Franklin, USA) típusú ICP-OES készülékkel.

3.15. A mérési adatok statisztikai elemzése

A kísérleti adatok feldolgozását és rendszerezését Microsoft Excel programmal végeztük. A mérési adatok statisztikai elemzését lineáris regresszióval, korreláció-számítással, Student-féle kétmintás t-próbával, illetve egyváltozós variancia-analízissel, Tukey-féle b-teszttel végeztük el Excel, SAS, Statistix és SPSS programokat alkalmazva. A görbék illesztése Statistix programmal történt, az illesztés jóságát a determinációs együtthatókkal (r^2) jellemeztük.

4. TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. PARADICSOM ALUMÍNIUMTOXICITÁSA

4.1.1. Alacsony pH hatása a paradicsom fejlődésére, alumíniummérgezés tünetei a paradicsomon

A paradicsomot pH 6,0 és pH 4,0 értékre beállított tápoldatban neveltük, hogy megállapítsuk, milyen hatást gyakorol a pH-csökkenés önmagában (alumíniumkezelés nélkül) a növények fejlődésére. Mindkét fajta esetében megállapítottuk, hogy a levélterület, a levelek, hajtások és gyökerek szárazanyag-hozama átlagosan 29-39 %-kal redukálódik a pH csökkenés hatására (nem közölt adatok). Mindez megerősíti HOWELER (1991), valamint WAGATSUMA és ENZOE (1985) hasonló megfigyeléseit, viszont ellentétben áll WHEELER et al. (1992a) eredményeivel. Utóbbi esetben a paradicsom nem reagált hozamcsökkenéssel a tápoldat alacsony kémhatására.

A két paradicsomfajta eltérően reagált a növekvő alumíniumdózisokra, mely elsősorban a gyökerek morfológiájára gyakorolt eltérő hatásokban nyilvánult meg. 10 μM alumínium hatására a gyökerek mindkét fajta esetében sárgára színeződtek, míg a kontroll növények gyökerei fehérek maradtak. A „Mountain Pride” fajtán új hajszálgökerek jelentek meg a kontrollhoz képest, míg a „Floramerica” fajta gyökerei megvastagodtak és kevesebb finom elágazással rendelkeztek. 25 μM alumíniumkijuttatás esetén a „Mountain Pride” fajta gyökerei lágy tapintásúak és barnák voltak, gyökércsúcsai megbarnultak. A „Floramerica” fajta gyökerei is sárgás-barnásak voltak, viszont új, tömpe, fehér színű oldalgyökerekkel is rendelkeztek, melyek csúcsai szintén megbarnultak. 50 μM alumíniumkezelés esetén mindkét fajta gyökerei lágyak és barnák voltak, és valamennyi gyökércsúcs megsérült, megbarnult.

A hajtások alumíniumtoxicitásának tünetei a foszforhiányéra hasonlítottak (FOY, 1988), és megegyeztek a paradicsomon mások által megfigyelt tünetekkel (BAUMGARTNER et al., 1976; FOY et al., 1973; MERCADO és VELASCO, 1961; REES és SIDRAK, 1956; WHEELER et al., 1992a). Az 50 μM alumínium mindkét fajta esetén leállította a növények fejlődését (8. táblázat), a sziklevelek és a legalsó két valódi levél elszáradt, illetve klorotikus volt. A többi levél színe sötétzöld volt lilásvörös fonákkal.

4.1.2. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsom szárazanyag-hozamára

A 8. táblázat az alumíniummérgezés levélterületre és a paradicsom szerveinek szárazanyag-hozamára gyakorolt hatását szemlélteti.

8. táblázat: Alumínium hatása a Mountain Pride és a Floramerica paradicsomfajták levélterületére, és szerveinek szárazanyag-hozamára (tápoldatos kísérlet, Athens GA, USA, 1992).

Kezelés ($\mu\text{M Al}$)	Levélterület (cm^2)	Szárazanyag (g)			
		Gyökér	Szár	Levél	Összesen
Mountain Pride					
0	815	0,46	0,90	1,79	3,12
10	604	0,38	0,61	1,37	2,36
25	108	0,14	0,29	0,33	0,76
50	68	0,16	0,23	0,16	0,55
Prob > F	0,0001	0,0005	0,0001	0,0001	0,0001
r ²	0,77	0,59	0,75	0,80	0,79
Ellenpárok:					
0 – 10	**	nsz	**	*	*
0 – 25	**	**	**	**	**
0 – 50	**	**	**	**	**
Floramerica					
0	464	0,32	0,48	1,20	2,00
10	446	0,35	0,54	1,16	2,05
25	209	0,23	0,39	0,93	1,55
50	67	0,11	0,21	0,29	0,61
Prob > F	0,0020	0,0110	0,0277	0,0014	0,0090
r ²	0,76	0,49	0,40	0,66	0,68
Ellenpárok:					
0 – 10	nsz	nsz	nsz	nsz	nsz
0 – 25	*	nsz	nsz	nsz	nsz
0 – 50	**	*	nsz	**	**

Lineáris regresszió analízis: nsz, *, ** = $P > 0,05$; $< 0,05$; $< 0,01$. n=4. Rövidítés: nsz=nem szignifikáns.

A fitotoxicitási tünetekhez hasonlóan e tényezők esetén is megnyilvánult a két vizsgált paradicsomfajta alumíniumérzékenysége közti különbség. A kontroll és 10 μM alumíniumkezelésben részesült „Mountain Pride” fajta levélterülete és szerveinek szárazanyag-hozama nagyobb volt ugyan a „Floramerica” fajtánál, 25 és 50 μM alumíniumkijuttatás esetén azonban ez a tendencia megfordult. A „Mountain Pride” fajta levélterületét és szerveinek szárazanyag-hozamát valamennyi alumíniumdózis szignifikánsan lecsökkentette. A „Floramerica” fajta esetén ez a hatás elsősorban a legnagyobb, 50 μM -os alumíniumdózis esetén bizonyult statisztikailag szignifikánsnak. Hasonló jelenséget figyeltünk meg a két fajta szárhosszúsága és maximális gyökérhosszúsága esetén is (SIMON et al., 1994a), ez utóbbi paraméter jól jellemzi az alumíniumtoxicitás mértékét (BENNET és BREEN, 1991; HOWELER, 1991).

Összességében kijelenthetjük, hogy a szárazanyag-hozamot illetően a „Mountain Pride” paradicsomfajta érzékenyebben reagált az alumíniumtoxicitásra, mint a „Floramerica” genotípus. A mi kísérletünkhöz hasonlóan más szerzők is különbségeket tapasztaltak a

megvizsgált paradicsomfajták alumíniumtoleranciájában (BAUMGARTNER et al., 1976; FOY et al., 1973; SEARCY és MULCAHY, 1990; WHEELER et al., 1992ab).

4.1.3. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsom elemfelvételére

A tápoldatba kijuttatott alumínium mennyiségével arányosan mindkét paradicsomfajta gyökerének alumíniumtartalma is fokozatosan megemelkedett (9. táblázat). Az alumíniumtoxicitásra érzékenyebb „Mountain Pride” fajta gyökereiben szignifikánsan több alumínium halmozódott fel, mint a kevésbé érzékeny „Floramerica” fajtáiban. Mindez csak részben erősíti meg a korábbi eredményeket; FOY et al. (1973) szerint a toleráns paradicsomfajták gyökerében szintén kevesebb, BAUMGARTNER et al. (1976) és WHEELER et al. (1992a) szerint viszont több alumínium található. WAGATSUMA (1984) eredményeihez hasonlóan mindkét vizsgált fajta gyökerének alumíniumkoncentrációjával arányosan megemelkedett a szár és a hajtás alumíniumtartalma is, habár a transzlokáció mértéke csekélynek bizonyult.

9. táblázat: Alumínium kijuttatás hatása a Mountain Pride (MP) és a Floramerica (FA) paradicsomfajták szerveinek alumíniumakkumulációjára (tápoldatos kísérlet, Athens GA, USA, 1992)

Kezelés ($\mu\text{M Al}$)	Al ($\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.)					
	Gyökér		Szár		Levél	
	MP	FA	MP	FA	MP	FA
0	59,4	94,5	46,5	41,2	15,2	13,5
10	1940	1827	76,1	61,0	14,1	31,6
25	5888	3070	111	41,1	50,9	46,2
50	11838	8317	119	179	47,8	64,5
β_1 (s)	239 (7)	161 (19)	1,4 (0,4)	2,6 (1,1)	0,8 (0,4)	1,0 (0,1)

Lineáris regresszió analízis: $\hat{\beta}_1$ = a meredekség becslése, s = a $\hat{\beta}_1$ szórása, n=4. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag.

Minél több alumíniumot juttattunk ki a tápoldatba, annál kevesebb kalciumot, káliumot, magnéziumot, mangánt, vasat és cinket mértünk a gyökerekben, szárakban és a levelekben. A gyökerek foszfor-, molibdén- és réztartalma megnőtt, a szárakban és levelekben viszont lecsökkent (SIMON et al., 1994a). Ezek az összefüggések mindkét paradicsomfajtára egyaránt érvényesek voltak. Az alumíniumtoxicitás tápanyagfelvételre gyakorolt zavaró hatása a „Mountain Pride” fajta esetén már 25 μM alumínium esetén megnyilvánult, míg a „Floramerica” fajtánál 50 μM alumíniumkoncentrációnál volt a zavaró hatás egyértelmű (SIMON et al., 1994a).

4.1.4. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsomlevél gázcseréjére és klorofilltartalmára

A 10. táblázat az alumíniumtoxicitás gázcserére gyakorolt hatását mutatja be a két paradicsomfajta levelében. Ez esetben is megállapítható, hogy a „Floramerica” fajta kevésbé érzékenyen reagált az alumínium-stresszre, mint a „Mountain Pride”.

10. táblázat: Alumínium hatása a Mountain Pride és a Floramerica paradicsomfajták levelének gázcseréjére (táplódatos kísérlet, Athens GA, USA, 1992)

Kezelés ($\mu\text{M Al}$)	A ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	E ($\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	WUE ($\times 10^{-3}$)	g $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	C_i
Mountain Pride					
0	14,8	3,7	3,9	317	277
10	14,2	3,8	3,7	350	288
25	5,4	2,2	2,6	153	280
50	5,3	0,9	6,1	59	182
Prob > F	0,0008	0,0001	0,1951	0,0008	0,0345
r^2	0,73	0,84	0,18	0,73	0,41
Ellenpárok:					
0 – 10	nsz	nsz	–	nsz	nsz
0 – 25	*	**	–	*	nsz
0 – 50	**	**	–	**	*
Floramerica					
0	12,0	3,2	3,8	196	260
10	11,8	3,6	3,3	228	265
25	12,2	3,8	3,2	270	281
50	5,2	1,7	3,1	75	262
Prob > F	0,0011	0,0151	0,0884	0,0276	0,7265
r^2	0,67	0,46	0,26	0,40	0,01
Ellenpárok:					
0 – 10	nsz	nsz	–	nsz	–
0 – 25	nsz	nsz	–	**	–
0 – 50	**	**	–	**	–

Lineáris regresszió analízis: nsz, *, ** = $P > 0,05$; $< 0,05$; $< 0,01$. $n=3$. Rövidítés: nsz=nem szignifikáns.

A „Mountain Pride” fajtánál már 25 μM alumínium szignifikánsan lecsökkentette a szén-dioxid asszimiláció (A) és a transzspiráció (E) sebességét, illetve a levélkonduktanciát (g), míg a „Floramerica” fajta esetén ez a hatás csak 50 μM alumíniumnál volt szignifikáns. A vízhasznosítási együtthatóra (WUE) az alumínium nem hatott szignifikánsan egyik fajta esetén sem.

A „Mountain Pride” levelében a CO_2 koncentráció (C_i) gyakorlatilag azonos volt a kontroll, illetve a 10 és 25 $\mu\text{M Al}$ -kezelésben részesült kultúrákban. Mindez arra utal, hogy a szén-dioxid asszimiláció 25 $\mu\text{M Al}$ -kezelés esetén tapasztalt szignifikáns visszaesését nem a levélkonduktancia értékének csökkenése okozta. A C_i értékének az 50 $\mu\text{M Al}$ -kezelés esetén tapasztalt csökkenése arra utal, hogy részben sztóma záródás okozta a szén-dioxid

asszimiláció gátlását ebben az esetben. Ezért a 25 μM Al-kezelés esetén tapasztalt sztóma záródás az alumíniumtoxicitás másodlagos hatásának tulajdonítható, mely csak akkor alakul ki, ha már a levelek karboxilációs kapacitása kimerült, és egyúttal a levelek transzspirációja is csökken.

A „Floramerica” fajta esetén csak az 50 μM -os Al-kezelés csökkentette le szignifikánsan, több mint felére a CO_2 asszimiláció mértékét. Mivel a C_i értéke ez esetben nem változott meg, e fajta esetén kizárhatjuk a sztóma záródás ez irányú hatását.

Ha összevetjük a 8. és a 10. táblázat adatait, akkor arra következtethetünk, hogy az alumínium nem a fotoszintézis közvetlen gátlásával, hanem a levelek fejlődésének akadályozásával (a levélterület lecsökkentésével) fejtette ki a szárazanyag-hozamra gyakorolt gátló hatását. Mindezt alátámasztja az is, hogy a leginkább a gyökerekben felhalmozódott alumínium (9. táblázat) nem csökkentette le szignifikánsan a levelek klorofill-*a* vagy klorofill-*b* koncentrációját (SIMON et al., 1994b), annak ellenére, hogy más szerző (OHKI, 1986) ilyen jelenséget figyelt meg köles és búza kultúrákon. A levelek klorofill-*a* tartalma 0,84-1,34 mg g^{-1} , klorofill-*b* tartalma pedig 0,29-0,43 mg g^{-1} tartományban változott (SIMON et al., 1994b).

4.1.5. Alumíniumtoxicitás hatása a paradicsomgyökér enzimaktivitására

A gyökerek és a levelek szacharóz-szintetáz, pirofoszfát-függő foszfofruktokináz, illetve ATP-függő foszfofruktokináz enzimeinek aktivitását az alumíniumtoxicitás egyik fajta esetén sem befolyásolta szignifikáns mértékben. A levelek savas (AI), illetve semleges pH-optimummal (NI) rendelkező invertáz enzimeinek aktivitásában sem tapasztaltunk szignifikáns eltérést (nem közölt adatok).

A növények glikolízise során (mely legfőbb kiinduló vegyülete a szacharóz) a szacharóz bontását a savas vagy semleges pH-optimummal rendelkező invertáz enzim végzi. Előbbi a sejtfalakban és a vakuólumokban lokalizált, utóbbi a citoplazmában fejt ki tevékenységét (PETHŐ, 1993). A 11. táblázat e két enzim alumíniumtoxicitás hatására kialakult aktivitását mutatja be a paradicsom gyökereiben.

Látható, hogy a szárazanyag-hozamhoz és a gázcseréhez (fotoszintézishez) hasonlóan ez esetben is a „Mountain Pride” fajta reagált érzékenyebben az alumíniumra, mivel a gyökerekben a nagyobb Al-dózisok esetén mindkét enzim aktivitása jobban gátlódott, mint a „Floramerica” fajtában.

A két enzim közül a savas invertáznak tulajdonítanak élettani szerepet a gyökérsejtek megnyúlásában és kitéágulásában (LYNE és APREES, 1971; HELLEBUST és FORWARD, 1962).

Mivel az alumínium nagyobb koncentrációban erősen gátolta a savas invertáz enzim aktivitását (11. táblázat), mindez magyarázatul szolgálhat a gyökér szárazanyag-hozam csökkenésére (8. táblázat), és a maximális gyökérhossz redukciójára (SIMON et al., 1994a).

11. táblázat: Alumínium hatása a Mountain Pride és a Floramerica paradicsomfajták gyökeréből izolált savas és semleges invertáz enzimek aktivitására (tápoldatos kísérlet, Athens GA, USA, 1992)

Kezelés ($\mu\text{M Al}$)	Specifikus aktivitás ($\text{nmol min}^{-1} \text{mg protein}^{-1}$)	
	Savas invertáz	Semleges invertáz
Mountain Pride		
0	153	58
10	145	46
25	39	20
50	21	15
Prob > F	0,01	0,023
r^2	0,76	0,68
Floramerica		
0	150	57
10	93	33
25	61	40
50	55	31
Prob > F	0,0009	0,0281
r^2	0,69	0,40

Lineáris regresszió analízis, $n=4$.

A „Mountain Pride” paradicsomfajta levelében mért fotoszintézis (A érték) és a gyökerekben mért AI és NI enzimek aktivitása között szoros összefüggést ($r^2 = 0,97$) találtunk. Stressz esetén a növények levelében és az itt keletkező szacharózt befogadó gyökerekben lelassul a szacharóz glikolízise, és a levelekben felgyülemlik ez a vegyület. Mindez visszacsatolási mechanizmussal a CO_2 asszimiláció (fotoszintézis) gátlását okozza (GUCCI és FLORE, 1989). Mivel a szacharózt befogadó gyökerekben az alumínium gátolta a szacharóz bontásában kulcsszerepet játszó AI és NI enzimek aktivitását, feltételezhetjük, hogy mindez visszacsatolási mechanizmussal gátlólag hatott a levelekben zajló CO_2 asszimilációra.

4.2. MEZŐGAZDASÁGI NÖVÉNYEK NEHÉZFÉM-AKKUMULÁCIÓJA

4.2.1. Napraforgó kadmiumakkumulációja

Munkánk első szakaszában arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a szabadföldi körülmények között szennyezetlen talajon termesztett napraforgó kaszatlében mennyi kadmium akkumulálódik hazai körülmények között.

A napraforgó nemesítéshez alkalmazott, a DATE Nyíregyházi Kutatóközpontjából származó barna erdőtalaj (jellemzőit ld. 3.2. fejezet) és a rajta termesztett napraforgó

(*Helianthus annuus* L., HA-89 vonal) héjatlan kaszatbelének makro- és mikroelem-tartalmát a 12. táblázatban mutatjuk be.

12. táblázat: Napraforgó nemesítéshez alkalmazott barna erdőtalaj (DATE Kutatóközpont, Nyíregyháza) és a rajta termesztett napraforgó kaszatbelének (*Helianthus annuus* L., HA-89 vonal) makro- és mikroelem-tartalma* (szabadföldi kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

Elem	Talaj	Napraforgó kaszattbél
P (g kg ⁻¹)	0,6 (<0,1)	9,7 (0,3)
K (g kg ⁻¹)	1,3 (<0,1)	9,7 (0,1)
Ca (g kg ⁻¹)	3,7 (0,3)	1,9 (0,5)
Mg (g kg ⁻¹)	2,0 (0,1)	4,3 (0,1)
Cu (mg kg ⁻¹)	16,1 (1,5)	20,5 (0,5)
Mn (mg kg ⁻¹)	27,7 (1,2)	23,9 (0,8)
Zn (mg kg ⁻¹)	55,7 (2,1)	63,3 (2,3)
Cd** (μg kg ⁻¹)	162 (31)	114 (12)

A fenti adatok 4 ismételtes átlagai, zárójelben a szórás értékét tüntettük fel. *Az elemtartalmak légszáraz talajra, illetve mag szárazanyag-tartalomra vonatkoznak és cc. HNO₃+cc. H₂O₂ kivonatból lettek meghatározva. **grafitkemencés atomabszorpciós spektrométerrel (GF-AAS) meghatározva

A barna erdőtalajban mért Cd-tartalom (valamint a többi makro- és mikroelem mennyiség) is normálisnak tekinthető, ha összehasonlítjuk azt a szennyezetlen talajokra jellemző átlagos értékekkel (2.3.2. fejezet). Ebből a 162 μg kg⁻¹ kadmiumot tartalmazó talajból a napraforgó kaszattbélben 114 μg kg⁻¹ (azaz 0,114 mg kg⁻¹) Cd akkumulálódott. Ez utóbbi érték mindenképpen kicsinek tekinthető, ha összehasonlítjuk azt a más szerzők (ANDERSEN és HANSEN, 1984; LI et al., 1994, 1995, 1996; RADKE, 1993; REEVES et al., 1994) által, illetve hazánkban (2.3.2.1. fejezet) a napraforgó kaszattban mért értékekkel. A vizsgált HA-89 vonal kaszattbelének Cu-, Mn- és Zn-tartalma is átlagosnak tekinthető, nem utal talajszennyeződésre (ADRIANO, 1986a, 2001; ALLOWAY, 1990; FERGUSON, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

Munkánk második szakaszában arra voltunk kíváncsiak, hogy a talajba mesterségesen bejuttatott kadmium miként hat a napraforgó szárazanyag-hozamára és nehézfém-felvételére.

A tenyészedények bontásakor a kadmiummal kezelt csoportok egyedeinél a napraforgó felső pozíciójú levelein Cd-toxicitásra utaló tüneteket nem tapasztaltunk (1. fotó), melyek megerősítik GINGAS et al. (1988) megfigyeléseit. Az alsóbb pozíciójú levelek kezeléstől függetlenül már elszáradtak, ezt a fellépő nitrogénhiánynak, illetve természetes fejlődési jelenségnek, és nem a kadmiumtoxicitásnak tulajdoníthatjuk.

Korábbi vizsgálataink alapján (SIMON et al., 1996) tipikus kadmiumtoxicitási tünetnek tekinthetők a klorotikus levelek, melyeket elhalt foltok tarkítanak – esetünkben illet a fiatal

leveleken nem figyeltünk meg. Az 1 mg kg^{-1} Cd-mal kezelt növények hajszálgökörei jól fejlettek, dúsan elágazóak voltak, és a gyökércsúcsok vége nem feketedett meg. A 10 mg kg^{-1} Cd-mal kezelt növényegyedek gyökerei azonban durvább szerkezetűek voltak, felépítésüket tekintve kevesebb hajszálgököret tartalmaztak, ezek általában már nehézfém-toxicitásra utaló jelek (SIMON et al., 1996).

Összehasonlítva a kontroll, illetve az 1 és 10 mg kg^{-1} kadmiummal kezelt napraforgó egyes szerveinek zöldtömegét és szárazanyag-akkumulációját megállapítottuk, hogy a különbség csekély és statisztikailag nem szignifikáns (SIMON, 1998). A talaj $5\text{-}15 \text{ mg kg}^{-1}$ és a levelek $5\text{-}10 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ Cd-tartalmára az érzékenyebb mezőgazdasági növények már hozamcsökkenéssel reagálnak (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992; MACNICOL és BECKETT, 1985). Napraforgó esetén azonban ezt a jelenséget mi nem tapasztaltuk. Vizsgálataink a napraforgó esetében is alátámasztják azokat a korábbi megfigyeléseket, melyek szerint a kadmium fő veszélye a mezőgazdasági termőtalajokba bekerülve általában nem a fitotoxikusságában és termés-csökkentő hatásában rejlik, hanem abban, hogy a növények sokszor látható tünetek nélkül halmozzák fel ezt a mobilis nehézfémet a föld feletti szerveikben.

A napraforgó szárának nitrogéntartalma $0,66$; $0,69$; $0,80 \%$, levelének nitrogéntartalma pedig $2,67$; $2,75$; $2,66 \%$ volt a 0 , 1 , illetve a 10 mg kg^{-1} kadmiummal kezelt kultúrákban (SIMON et al., 1999). A Cd-kezelés tehát nem gyakorolt jelentős hatást napraforgó szárának és levelének nitrogénfelvételére. A nitrogén kulcsszerepet tölt be a mezőgazdasági növények fejlődésében (PETHŐ, 1993). Mivel a tesztnövény nitrogénfelvétele a Cd-kezelés hatására nem változott meg, ez magyarázatul szolgálhat arra a jelenségre, hogy a növények szárazanyag-hozamában (SIMON, 1998) sem tapasztaltunk szignifikáns változást.

Hasonlóan a nitrogénhez, a napraforgó szerveinek foszfor-, kálium-, kalcium- és magnéziumfelvételét sem befolyásolta szignifikánsan a kadmiumkijuttatás. Egyedüli kivételt a 10 mg Cd kg^{-1} kezelés jelentett, mely szignifikánsan lecsökkentette a virágkezdemény (csillagbimbó) kalciumfelvételét (SIMON et al., 1999).

A tenyészedényes kísérletünkhöz felhasznált – kadmiummal mesterségesen elszennyezett – barna erdőtalaj gyengén savanyú kémhatású, kis humusz- és kolloidtartalmú volt, kationcserélő-kapacitása viszonylag kicsi (3.2. fejezet). A kiindulási talaj makro- és mikroelem-tartalma átlagos volt, a talaj nehézfémekkel (kadmiummal) nem volt szennyezett (3.2. fejezet). A 13. táblázatban a kadmiummal kezelt talajon nevelt napraforgó szerveinek nehézfém-tartalmát mutatjuk be.

13. táblázat: Kadmiumkezelés hatása a napraforgó (*Helianthus annuus* L., HA-89 vonal) nehézfém-tartalmára (üvegházi tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

Cd-kezelés (mg kg ⁻¹)	Cd	Cu	Mn	Zn
	μg g ⁻¹ sz.a.			
	Gyökér			
0	1,21 ^a	15,0 ^a	46,2 ^a	84,9 ^a
1	4,37 ^b	20,7 ^a	53,3 ^a	70,1 ^{ab}
10	13,7 ^c	15,8 ^a	41,6 ^a	62,9 ^{ab}
Szár				
0	0,43 ^a	2,2 ^a	11,6 ^a	22,7 ^a
1	1,05 ^b	2,7 ^a	12,3 ^a	28,6 ^a
10	1,76 ^c	2,8 ^a	11,8 ^a	22,0 ^a
Levél				
0	1,23 ^a	10,8 ^a	84,3 ^a	24,8 ^a
1	1,90 ^a	11,4 ^a	89,3 ^a	24,7 ^a
10	3,17 ^b	10,6 ^a	84,4 ^a	23,2 ^a
Virágkezdemény (csillagbimbó)				
0	0,78 ^a	11,2 ^a	19,6 ^a	42,9 ^a
1	1,34 ^a	10,7 ^a	17,5 ^a	41,3 ^a
10	3,02 ^b	11,7 ^a	15,5 ^b	42,7 ^a

Tukey-féle b-próba. Adott növényi szervben belül a különböző betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=4$. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag.

Az esszenciális mikroelemként funkcionáló réz, mangán, és cink felvétele általában nem változott meg a Cd-kezelés következtében a növényi szervekben. Kivételt jelentett a napraforgó virágkezdeménye, ahol a mangánfelvétel szignifikánsan lecsökkent a nagyobb Cd-dózis esetén (13. táblázat). A mezőgazdasági növényekben a kadmium- és a cinkfelvétel antagonizmusa (egyes esetekben szinergizmusa) jól ismert jelenség (ADRIANO, 1986a, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001). Statisztikailag nem szignifikáns mértékben ugyan, de a kezelt növények gyökérben lecsökkent a felvett cinkmennyiség (13. táblázat), melyet a kadmium-antagonizmussal magyarázhatunk.

A napraforgó Cd-akkumulációját megvizsgálva megállapíthatjuk, hogy minden növényi szerv esetében, 1 mg Cd kg⁻¹ és 10 mg Cd kg⁻¹ dózisonál egyaránt, statisztikailag szignifikáns mértékben nőtt a felvett kadmium mennyisége (13. táblázat). A napraforgó Cd-akkumulációjának mértéke arányos volt a talajba kijuttatott kadmium mennyiségével – mindez megerősíti a korábbi, hasonló hazai megfigyeléseket (KÁDÁR és PÁLVÖLGYI, 2003; SZABÓ és FODOR, 2003).

Napraforgóval végzett más kísérletekhez hasonlóan (GORLACH és GAMBUS, 1992; KASTORI et al., 1992) a kadmium elsősorban a gyökerekben akkumulálódott, 10 mg Cd kg⁻¹ dózis esetén közel 14 mg kg⁻¹ került be a gyökerekbe. Ez a mennyiség néhány növényfajnál

már természsökkenést okozhat (MACNICOL és BECKETT, 1985), mi azonban visszaesést a szárazanyag-hozamban a napraforgónál nem tapasztaltunk (SIMON, 1998).

Jelentős mennyiségű kadmiumot mértünk a napraforgó szárában és levelében is, és figyelmeztető jelenség, hogy a kadmium a kijuttatását követő 35 napon belül már a napraforgó virágkezdeményében is megjelent (13. táblázat). A napraforgó virágkezdeményében közel ugyanannyi kadmium akkumulálódott, mint a levelekben. A rövid interakciós időtartamot figyelembe véve ez az adat is arra utal, hogy a kadmiumot a növények könnyen felveszik, és ez a nehézfém könnyen túljut a gyökérzet szűrőjén, és átkerülhet a generatív szervekbe. A napraforgó esetében fennáll tehát annak a veszélye, hogy hosszabb interakciós idő alatt (pl. szennyvíziszap kijuttatás esetén szabadföldi körülmények között) a kadmium a tányérba és így a kaszatba is bekerülhet. Mindezt megerősítik KÁDÁR és PÁLVÖLGYI (2003) valamint SZABÓ és FODOR (2003) későbbi eredményei. Szabadföldi nehézfém-terheléses tartamkísérletben gyengén lúgos kémhatású mészlepedékes csernozjom és gyengén savanyú kémhatású csernozjom barna erdőtalajon egyaránt azt tapasztalták, hogy a kadmium bejut a napraforgókaszatba, és ott akár 10–60-szorosára is feldúsulhat. A növekvő Cd-terhelés gátolta a kaszatképződést és lecsökkentette a kaszattól az olajtartalmat (KÁDÁR és PÁLVÖLGYI, 2003).

4.2.2. Tavaszi búza, tavaszi árpa és kukorica nehézfém-akkumulációja szennyvíziszap komposztból

4.2.2.1. Tenyészedényes kísérletek eredményei

A tenyészedényes kísérletben alkalmazott barna erdőtalaj nehézfémekkel nem volt szennyezett (3.2. fejezet). A talajhoz kevert nyíregyházi szennyvíziszap komposztban az alábbi nehézfém-tartalmakat mértük: Cd–2,0; Cr–23,0; Cu–86,7; Mn–336; Ni–15,3; Pb–86,5 és Zn–607 mg kg⁻¹ sz.a. Előnyös jelenség, hogy a szennyvíziszap komposztban a higanytartalom a kimutatási határ alatt volt, és a többi nehézfém mennyisége is alatta maradt a kísérlet idején érvényben lévő, a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítására és elhelyezésére érvényes rendeletben (MI-08-1735:1990 ÁGAZATI MŰSZAKI IRÁNYELV) és a jelenleg érvényben lévő 50/2001 (IV.3.) KORMÁNYRENDELET-ben lefektetett határértékeknek.

Hasonló nehézfém-tartalmakat mértünk a nyíregyházi szennyvíziszap komposztban későbbi kísérleteink során is (URI és SIMON, 2002a, 2003, 2005), amikor a szennyvíziszap komposzt más prizmákból származott. Feltételezhetjük tehát, hogy a "Nyírségvíz" 1. számú

Westsik Vilmos úti telepéről származó szennyvíziszap komposzt viszonylag homogén nehézfém-szennyezettség szempontjából.

Következő lépésként megvizsgáltuk, hogy a talajhoz kevert szennyvíziszap komposztból milyen nehézfémek (Cd, Cr, Pb), illetve nagy mennyiségben toxikus hatást kifejtő esszenciális mikroelemek (Cu, Mn, Zn) kerülnek be a három tesztnövénybe. Kiderült, hogy a szennyvíziszap komposzt elsősorban a növények gyökerében emeli meg a vizsgált elemek mennyiségét a kontrollhoz képest (14-16. táblázat).

14. táblázat: Szennyvíziszap komposztal kezelt talajban nevelt tavaszi búza nehézfém- akkumulációja (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

Kezelések	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
$\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.						
Gyökér						
Kontroll ^a	1,41 ^a	6,07 ^a	15,9 ^a	136 ^a	k.h.a.	85,2 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	1,68 ^a	5,49 ^a	36,5 ^b	147 ^a	k.h.a.	195 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	1,81 ^a	5,82 ^a	31,9 ^b	112 ^a	k.h.a.	208 ^b
25% szennyvíziszap komposzt	1,55 ^a	5,41 ^a	41,2 ^b	134 ^a	k.h.a.	289 ^c
Hajtás						
Kontroll ^a	k.h.a.	k.h.a.	2,66 ^a	55,4 ^a	k.h.a.	38,0 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	4,97 ^a	46,2 ^a	k.h.a.	137 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	3,36 ^a	41,1 ^a	k.h.a.	160 ^b
25% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	5,15 ^a	50,7 ^a	k.h.a.	143 ^b
Kalász						
Kontroll ^a	k.h.a.	k.h.a.	3,40 ^a	43,3 ^a	k.h.a.	138 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	6,67 ^b	56,3 ^a	k.h.a.	149 ^a
10% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	4,82 ^{ab}	39,5 ^a	k.h.a.	99,7 ^a
25% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	5,41 ^{ab}	37,9 ^a	k.h.a.	103 ^a

^a100 % szennyezetlen barna erdőtalaj. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

A legtöbb termesztett növényben „működik a gyökérszűrő” (2.3. fejezet), tehát a felvett nehézfémek leginkább a gyökérben halmozódnak fel, mindez az általunk tanulmányozott három növényfajra is érvényesnek bizonyult. A nagyobb szennyvíziszap komposzt dózisok esetén a növényekben mért nehézfém mennyiségek már a fitotoxicitást okozó értékekhez (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992; 2001) közelítettek. Mindez magyarázatul szolgálhat a nagyobb szennyvíziszap komposzt dózisok (25% és esetenként 10%) hatására bekövetkezett gyökértömeg és szárazanyag-hozam csökkenésre (SIMON, 2001c). Búza és árpa esetén a környezeti és humán-egészségügyi szempontból kritikus hatásúnak tekintett Cd, Cr, és Pb nem transzlokálódott a hajtásba, illetve a kalászba (14-15. táblázat). Feltételezhető tehát, hogy a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági célra történő hasznosítása során a

vizsgált nehézfémek nem kerülnek be túlzott mértékben a fenti gabonafélék takarmányozási célra hasznosított részeibe.

15. táblázat: Szennyvíziszap komposztal kezelt talajban nevelt tavaszi árpa nehézfém- akkumulációja (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

Kezelések	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
	$\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.					
	Gyökér					
Kontroll ^a	1,87 ^a	4,53 ^a	14,2 ^a	75,4 ^a	1,86 ^a	104 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	2,31 ^a	3,50 ^a	33,5 ^a	135 ^b	9,29 ^a	217 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	3,36 ^{ab}	4,75 ^a	38,9 ^a	150 ^b	10,8 ^a	311 ^c
25% szennyvíziszap komposzt	4,18 ^b	6,43 ^a	54,9 ^b	243 ^c	22,6 ^b	469 ^d
Hajtás						
Kontroll ^a	k.h.a.	k.h.a.	4,16 ^a	46,2 ^a	k.h.a.	22,7 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	10,8 ^c	48,2 ^a	k.h.a.	132 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	10,8 ^c	45,1 ^a	k.h.a.	172 ^c
25% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	9,34 ^b	40,8 ^a	k.h.a.	180 ^c
Kalász						
Kontroll ^a	k.h.a.	k.h.a.	8,20 ^a	25,8 ^a	k.h.a.	73,1 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	10,7 ^{ab}	28,8 ^a	k.h.a.	236 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	11,6 ^b	26,3 ^a	k.h.a.	209 ^b
25% szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	k.h.a.	10,9 ^{ab}	24,8 ^a	k.h.a.	172 ^{ab}

^a100 % szennyezetlen barna erdőtalaj. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

16. táblázat: Szennyvíziszap komposztal kezelt talajban nevelt kukorica nehézfém- akkumulációja (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

Szennyvíziszap komposzt (tömeg %)	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
	µg g ⁻¹ sz.a.					
Gyökér						
Kontroll ^a	1,05 ^a	5,89 ^c	18,7 ^a	84,1 ^a	5,50 ^a	62,3 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	1,33 ^a	3,96 ^{bc}	27,5 ^b	73,5 ^a	7,37 ^a	95,8 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	1,31 ^a	2,63 ^{ab}	27,2 ^b	62,5 ^a	4,76 ^a	105 ^{bc}
25% szennyvíziszap komposzt	1,22 ^a	2,11 ^a	26,3 ^b	60,1 ^a	6,16 ^a	123 ^c
Szár						
Kontroll ^a	0,29 ^a	0,40 ^a	3,29 ^a	42,6 ^a	2,44 ^a	36,2 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	0,40 ^{ab}	0,22 ^a	6,16 ^b	44,0 ^a	1,47 ^a	111 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	0,48 ^{ab}	0,25 ^a	7,50 ^{bc}	41,9 ^a	2,49 ^a	163 ^c
25% szennyvíziszap komposzt	0,67 ^b	0,28 ^a	8,65 ^c	42,9 ^a	2,30 ^a	230 ^d
Levél						
Kontroll ^a	0,24 ^a	0,49 ^a	3,86 ^a	58,4 ^a	1,26 ^a	44,1 ^a
5% szennyvíziszap komposzt	0,32 ^a	0,35 ^a	7,30 ^b	75,2 ^a	1,56 ^a	83,8 ^b
10% szennyvíziszap komposzt	0,43 ^a	0,45 ^a	8,55 ^{bc}	67,9 ^a	3,14 ^a	107 ^c
25% szennyvíziszap komposzt	0,66 ^a	0,71 ^a	9,08 ^c	63,4 ^a	1,48 ^a	137 ^d

^a100 % szennyezetlen barna erdőtalaj. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

Kukorica esetén a Cd, Cr és Pb már a szárba és a levélbe is bekerült (16. táblázat), mennyisége azonban nem haladta meg az általában már fitotoxicitást okozó értékeket (Kabata-Pendias és Pendias, 1992; 2001).

A szennyvíziszap komposzt hatására mindhárom vizsgált növényfajban jelentősen megnőtt a Zn-, Cu-, és egy esetben (árpa gyökér) a Mn-tartalom. A tenyészedényes kísérletek eredményei alapján elsősorban a cinktartalom megemelkedése figyelmeztető, mivel ennek mennyisége már elérte a fitotoxicitást okozó értékeket a gyökérben és a föld feletti szervekben egyaránt. Vizuális cinktoxicitásra utaló tüneteket azonban ennek ellenére sem tapasztaltunk (2-4. fotó), sőt a kezelt kultúrák levelei zöldebbek voltak, több klorofillt tartalmaztak, és javult a fotoszintézisük, valószínű a szennyvíziszapból bekerült nitrogéntöbblet hatására (SIMON, 1996).

Későbbi tenyészedényes kísérleteink is megerősítették, hogy a nyíregyházi, debreceni és a miskolci szennyvíziszapból elsősorban a cink és a réz kerülhet be a mezőgazdasági növényekbe. A nyíregyházi búzaszalmával komposztált szennyvíziszap, a debreceni anaerob módon rothasztott szennyvíziszap és a miskolci riolittufa örleménnyel és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap hatását a rozsra, a szudánifűre, az őszi káposztarepcére, és a takarmányborsóra a fentiekhez hasonló tenyészedényes kísérletekben tanulmányoztuk 2001-2004 között (URI et al., 2003abc; URI és SIMON, 2005; URI et al., 2005ab). A szennyezetlen barna erdőtalajt (3.2. fejezet) először 2,5% (m/m), illetve 10% szennyvíziszappal kezeltük, majd a következő tenyészedényes kísérletekben az iszapok arányát a kezdeti 2,5%-os kis dózisról 5%-ra, 7,5%-ra, végül 10%-ra emeltük. A nagyobb 10%-os kezdeti dózist 15%-ra emeltük, és ezt az arányt a továbbiakban már nem változtattuk meg. Mindhárom szennyvíziszap valamennyi dózisban elsősorban a talaj Cu- és Zn-tartalmát emelte meg, és ez a többlet valamennyi tesztnövény föld feletti szerveiben is megjelent, kivéve a rozst (URI et al., 2003abc; URI és SIMON, 2005; URI et al., 2005ab). Hazai és külföldi kutatók is arról számoltak be, hogy az általuk tanulmányozott szennyvíziszapokból tenyészedényes és szabadföldi kísérletekben cink és réz került be a tesztnövényekbe (HERNÁNDEZ et al., 1991; JUSTE és MENCH, 1992; KORCAK és FANNING, 1985; LAVADO et al., 2005; PAP és PAPNÉ KRÁNITZ, 1997; PETRÓCZKI et al., 2005; URI és SIMON, 2005; VERMES, 2003; WEI és LIU, 2005).

A fenti szennyvíziszapokban lévő nehézfémek kötési formáit háromlépcsős frakcionált fémkivonási módszerrel (szekvens extrakcióval) (PETRUZZELLI et al., 1994) is megvizsgáltuk. A vizsgálat során az iszapok oldható nehézfém-frakcióját vizes extrakcióval, majd kicserélhető frakcióját KNO₃-os kivonással, és végül a szerves komplexben kötött és karbonát

formában található frakcióját pedig CaCl_2 -os EDTE-oldattal végzett kivonással határoztuk meg. Megállapítottuk, hogy a Zn a vizsgált közegek közül a nyíregyházi és a debreceni iszap szerves anyag és karbonát frakciójában fordult elő a legnagyobb mennyiségben. Itt a Cd mennyisége a három frakcióban arányaiban a Zn-hez hasonló volt. A Cr a debreceni iszap vízóldható frakciójában mutatott kiemelkedő értéket. Jelentős ólomtartalom a nyíregyházi iszap harmadik kioldási frakciójában volt jelen (URI és SIMON, 2002ab; URI és SIMON, 2003).

Mindhárom szennyvíziszap kis dózisa serkentették a teszt növények szárazanyag-hozamát. A teszt növényeken fitotoxicitási tünetek még a legnagyobb dózis esetén sem jelentkeztek. (URI et al., 2003a; URI et al., 2005b).

A kísérletsorozat végén az iszapok talajmikrobiológiai hatásait is tanulmányoztuk (URI et al., 2006). Megállapítottuk, hogy a talaj szennyvíziszapokkal történt kezelése és a talaj-mikroorganizmusainak száma és aktivitása között szoros összefüggés van. Mindhárom szennyvíziszap valamennyi mintavételi időpontban szignifikánsan megnövelte az összcsíraszámot és a mikroszkopikus gombák számát a talajban, illetve nem csökkentette le azt a legnagyobb dózisok esetén sem. A szennyvíziszapok fokozták az ureáz, a dehidrogenáz és a celluláz enzim aktivitását a talajban, míg a foszfatáz-aktivitás lényeges változást nem mutatott. A vizsgált iszapok közül a debreceni rothasztott szennyvíziszap talajmikrobiológiai hatása kifejezetten kedvező volt (URI et al., 2006).

4.2.2.2. Szabadszíri kísérletek eredményei

A 17. táblázat a szabadszíri kísérletekben alkalmazott barna erdsíri és szennyvíziszap komposzt nehézfém-tartalmát mutatja be az 1996-os és 1997-es kísérlet indításakor.

A talaj salétromsavas kivonatban mért „összes“ nehézfém-tartalma a legnagyobb terhelés (40 t ha^{-1} szennyvíziszap komposzt kijuttatás) hatására sem emelkedett meg számottevő mértékben. A mért mennyiségek jóval alatta maradtak a kísérlet idején (MI-08-1735:1990 ÁGAZATI MŰSZAKI IRÁNYELV) és jelenleg érvényben levő (50/2001 (IV.3.) KORMÁNYRENDELET), a szennyvíziszap hasznosítás és elhelyezés esetén a talaj nehézfém-tartalmára vonatkozó határértékeknek (17. táblázat).

E vizsgálatsorozathoz kapcsolódóan megállapítottuk, hogy a kísérleti parcellák talajába bekerült nehézfémek a tenyészidő (1997. május–1997. október) alatt nem mosódtak le a talaj felső 0-20 centiméteres rétegéből a mélyebb (20-40 cm illetve 40-60 cm) rétegekbe (nem közölt adatok). Mindez megerősíti JUSTE és MENCH (1992) megfigyeléseit, akik 10 évnél hosszabb szennyvíziszap elhelyezési kísérletek eredményeit értékelve megállapították, hogy a szennyvíziszapokból származó nehézfémek elsősorban a termőtalajok felső rétegében

akkumulálódnak, és mélyebb rétegekbe történő lemosódásukkal gyakorlatilag nem kell számolnunk.

17. táblázat: A szabadföldi kísérletekben alkalmazott talaj és szennyvíziszap komposzt „összes” nehézfém-tartalma (Nyíregyháza, 1996 és 1997)

Nehézfém (mg kg ⁻¹)	Talaj ^a		Szennyvíziszap komposzt ^a		Határ- érték ^b	Talaj +sz. iszap komposzt ^c	Határ- érték ^d
	1996	1997	1996	1997		1997	
Cd	0,53 (0,08)	<0,05 (-)	0,98 (0,06)	0,77 (0,14)	10	<0,05 (-)	1
Cr	22,2 (3,1)	15,2 (0,7)	20,0 (1,4)	37,8 (3,8)	1000	14,8 (0,3)	75
Cu	28,9 (4,6)	25,7 (9,4)	39,3 (2,1)	102 (5)	1000	14,4 (2,4)	75
Hg	2,04 (0,56)	<1,0 (-)	1,73 (0,31)	2,2 (0,7)	10	<1,0 (-)	0,5
Mn	465 (37,3)	518 (10)	234 (6,4)	368 (18)	-	538 (18)	-
Ni	16,6 (0,7)	13,3 (0,6)	12,9 (0,2)	18,0 (1,3)	200	13,4 (0,5)	40
Pb	19,4 (2,4)	6,7 (1,0)	41,7 (2,8)	94 (3)	750	4,8 (1,3)	100
Zn	114 (10,4)	92 (7,9)	340 (14,6)	855 (50)	2500	42,5 (1,6)	200

^aA mérési adatok 2 átlagminta 3 ismétléses analízisének átlagai (n=6), zárójelben a szórást tüntettük fel. Az elemtartalmat cc. HNO₃+cc. H₂O₂ feltárás után határoztuk meg. ^bA szennyvíziszapban megengedhető maximális nehézfém-tartalmak határértékei a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása és elhelyezése esetén (50/2001 (IV.3.) KORMÁNYRENDELET). ^cA kísérletben alkalmazott talaj nehézfém-összetétele közvetlenül a 40 t ha⁻¹-os szennyvíziszap komposzt kezelés után 1997-ben. ^dA talajban megengedhető maximális nehézfém-tartalmak határértékei szennyvíziszap hasznosítás és elhelyezés esetén (50/2001 (IV.3.) KORMÁNYRENDELET).

A 18. táblázat a szennyvíziszap komposzttal kezelt parcellákon termesztett kukorica nehézfém-akkumulációját szemlélteti a növény korai fejlődési stádiumaiban, az 1996-os kísérlet során.

18. táblázat: Kukorica nehézfém-akkumulációja 4-6 leveles korban (május 31.) és címerhányáskor (július 12.) a szennyvíziszap komposzttal kezelt barna erdőtalajból (szabadföldi kísérlet, Nyíregyháza, 1996).

Kezelés	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
	μg g ⁻¹ sz.a.					
	Gyökér 4-6 leveles korban					
Kontroll	0,23 ^b	12,0 ^a	11,8 ^a	46,9 ^a	k.h.a.	128 ^a
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,12 ^a	10,5 ^a	10,2 ^a	55,7 ^c	k.h.a.	123 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,20 ^b	32,0 ^b	14,2 ^a	37,7 ^b	k.h.a.	166 ^b
Kezelés	Hajtás 4-6 leveles korban					
Kontroll	0,13 ^a	2,91 ^b	9,9 ^a	60,7 ^b	k.h.a.	138 ^b
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,09 ^a	1,21 ^a	9,7 ^a	57,7 ^a	k.h.a.	77 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,13 ^a	1,32 ^a	10,5 ^a	57,0 ^a	k.h.a.	130 ^b
Kezelés	Levél címerhányáskor					
Kontroll	k.h.a.	1,07 ^b	9,6 ^a	44,7 ^b	k.h.a.	59 ^b
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a.	0,86 ^{ab}	9,3 ^a	45,8 ^b	k.h.a.	49 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,07	0,55 ^a	9,8 ^a	35,2 ^a	k.h.a.	79 ^c

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

A 40 t ha⁻¹ szennyvíziszap komposzttal kezelt parcellákon a kukorica gyökere 4-6 leveles korban több krómot és cinket akkumulált a kontrollnál, a hajtásban ez a többlet azonban már nem volt megfigyelhető. A föld feletti szervekben gyakorlatilag egyik vizsgált nehézfém akkumulációjának mértéke sem emelkedett meg jelentősen a kezelés hatására (a króm esetén inkább csökkenést figyelhettünk meg), egyedüli kivétel a 40 t ha⁻¹ dózis esetén a levelekben mért több cink jelentett címerhányáskor (18. táblázat).

Előnyös jelenség, hogy az igen toxikus és mobilis kadmium sem került be számottevő mértékben a kukorica szerveibe, hasonlóképpen a kevésbé mozgékony ólomhoz. A táblázatban nem szerepeltetett, de a szennyvíziszap komposztban jelen lévő többi nehézfém (pl. Hg, Ni, Co) a kimutatási határ alatt volt jelen a kukorica szerveiben.

Betakarításkor a fentiekhez hasonló jelenséget tapasztaltunk. A felvett réz- mangán- és cinktartalom kisebb-nagyobb ingadozását figyeltük meg (19. táblázat).

19. táblázat: Kukorica nehézfém-akkumulációja a tenyészidő végén betakarításkor (október 1.) szennyvíziszap komposzttal kezelt barna erdőtalajból (szabadföldi kísérlet, Nyíregyháza, 1996)

Kezelés	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
	μg g ⁻¹ sz.a.					
	Gyökér					
Kontroll	0,20 ^a	2,05 ^a	14,0 ^a	41,4 ^b	k.h.a.	36,4 ^a
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,18 ^a	1,12 ^a	26,0 ^b	29,2 ^a	1,92 ^a	46,5 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,32 ^a	1,71 ^a	14,0 ^a	30,6 ^a	1,86 ^a	93,7 ^b
Szár						
Kontroll	0,16 ^a	0,16 ^a	4,0 ^a	8,1 ^a	1,71 ^a	15,4 ^a
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,14 ^a	0,36 ^a	7,0 ^b	10,8 ^b	1,65 ^a	33,1 ^b
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,11 ^a	k.h.a.	3,0 ^a	7,6 ^a	k.h.a	35,1 ^b
Levél						
Kontroll	0,18 ^b	0,48 ^a	12,0 ^a	77,3 ^b	4,40 ^a	39,3 ^a
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,11 ^a	0,48 ^a	13,0 ^a	97,3 ^c	3,41 ^a	38,6 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,20 ^b	1,04 ^a	13,0 ^a	70,0 ^a	4,07 ^a	164 ^b
Csuhé						
Kontroll	k.h.a	2,03 ^a	3,0 ^a	27,7 ^b	k.h.a	21,0 ^a
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a	1,75 ^a	4,0 ^{ab}	18,9 ^a	k.h.a	16,4 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a	2,48 ^b	5,0 ^b	20,0 ^a	k.h.a	35,2 ^b
Szem						
Kontroll	k.h.a	0,69 ^b	2,0 ^a	7,0 ^a	k.h.a	24,9 ^a
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a	0,71 ^b	3,0 ^a	13,8 ^c	k.h.a	42,0 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a	0,39 ^a	1,0 ^a	8,2 ^b	k.h.a	28,8 ^b
Torzsa						
Kontroll	k.h.a	2,69 ^b	2,0 ^a	5,3 ^a	k.h.a	30,6 ^b
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a	1,39 ^a	3,0 ^a	4,5 ^a	k.h.a	18,9 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	k.h.a	1,01 ^a	2,0 ^a	6,6 ^b	k.h.a	27,7 ^b
Címer						
Kontroll	0,14 ^a	3,17 ^a	9,6 ^a	74,3 ^b	3,77 ^a	46,5 ^b
10 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,09 ^a	3,14 ^a	9,6 ^a	65,7 ^a	4,68 ^b	40,2 ^a
40 t ha ⁻¹ szennyvíziszap komposzt	0,13 ^a	3,18 ^a	10,1 ^a	67,0 ^a	5,12 ^b	86,0 ^c

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

A kukoricaszemekben nem találtunk kimutatható mennyiségben kadmiumot és ólmot. A felvett cink mennyisége a kezelt kultúrákban megemelkedett ugyan, de nem okozott hozamcsökkenést (SIMON és SZENTE, 2000). A levelekben mért $164 \mu\text{g g}^{-1}$ cinktartalom az átlagos értékeknél nagyobb (a legtöbb mezőgazdasági növényben $100 \mu\text{g g}^{-1}$ cink már 10 %-kal csökkenti a termésátlagot, MACNICOL és BECKETT, 1985), ennek negatív hatását a termésátlagra (SIMON és SZENTE, 2000) azonban nem tapasztaltuk. A többi felvett nehézfém mennyisége elhanyagolható, az esszenciális mikroelemnek tekintett Cu és Mn mennyisége normálisnak tekinthető, habár szignifikáns ingadozások kialakultak a kezelés hatására.

Az 1997-es kísérletünk során észlelt megfigyelések összhangban vannak az előző évvel (v.ö. a 20. táblázatot a 18-19. táblázatokkal). Annak ellenére, hogy ebben az évben a szennyvíziszap komposztal több nehézfém került be a talajba (17. táblázat), a kukorica kevesebb nehézfémet akkumulált, mint az előző évben (az 1996-os és 1997-es kísérleti parcellák elhelyezése nem egyezett meg egymással, kumulatív hatással tehát nem kellett számolnunk!). A kukorica szerveinek kadmium, króm és ólomtartalma a kimutatási határ alatt maradt (20. táblázat), mely a kadmium nagyfokú mobilitásának ismeretében (2.3.2. fejezet) kedvező jelenség.

20. táblázat: Kukorica nehézfém-akkumulációja 4-6 leveles korban (június 21.), címerhányáskor (július 23.), illetve betakarításkor (október 10.) szennyvíziszap komposztal kezelt barna erdőtalajból (szabadföldi kísérlet, Nyíregyháza, 1997).

Kezelés	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
$\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.						
Gyökér 4-6 leveles korban						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	16,6 ^a	64,0 ^b	k.h.a.	129,0 ^a
20 t ha ⁻¹	k.h.a.	k.h.a.	9,9 ^a	39,9 ^a	k.h.a.	40,9 ^b
40 t ha ⁻¹	k.h.a.	k.h.a.	15,8 ^a	31,5 ^a	k.h.a.	45,4 ^b
Hajtás 4-6 leveles korban						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	10,1 ^a	53,7 ^a	k.h.a.	30,5 ^a
20 t ha ⁻¹	k.h.a.	k.h.a.	9,5 ^a	64,3 ^c	k.h.a.	34,4 ^b
40 t ha ⁻¹	k.h.a.	k.h.a.	9,6 ^a	57,3 ^b	k.h.a.	37,2 ^c
Levél címerhányáskor						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	10,3 ^a	74,3 ^a	k.h.a.	31,3 ^a
20 t ha ⁻¹	k.h.a.	k.h.a.	10,3 ^a	79,7 ^b	k.h.a.	32,6 ^a
40 t ha ⁻¹	k.h.a.	k.h.a.	10,0 ^a	83,7 ^c	k.h.a.	38,6 ^b
Szem betakarításkor						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	3,3 ^a	8,8 ^c	k.h.a.	25,5 ^c
20 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	2,5 ^a	5,9 ^a	k.h.a.	17,4 ^a
40 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	3,2 ^a	6,8 ^b	k.h.a.	20,1 ^b

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

A kukorica 4-6 leveles fejlődési stádiumakor a kezelt növények gyökerében és hajtásában egyik vizsgált nehézfém mennyisége sem emelkedett meg számottevő mértékben (20.

táblázat), sőt a gyökerekben inkább csökkenést tapasztaltunk a Cu-, Mn- és Zn-tartalomban. A levelekben címerhányáskor megemelkedett a Mn- és Zn-tartalom. A betakarított kukoricaszemekben valamennyi felvett nehézfém mennyisége kisebb volt a kontrollénál. Mindez a szennyvíziszappal kezelt parcellákon kialakult nagyobb biomassza és termésátlag (SIMON és SZENTE, 2000) „kihígító” hatásával magyarázható. Az 1996-os kísérletsorozattal ellentétben, ebben az évben nem regisztráltunk kiugróan nagy cinktartalmat a levelekben, viszont a 4-6 leveles hajtásokban, és címerhányáskor a levelekben a szennyvíziszappal kezelt parcellákon nagyobb cinktartalmat mértünk (20. táblázat).

Az 1996-os szabadföldi kísérletünk során megállapítottuk, hogy a nagyobb szennyvíziszap komposzt dózisok megemelték a 4-6 leveles növények gyökerének nitrogéntartalmát, nagyobb volt a levelekben a fotoszintézis sebessége (A), és javult a fotoszintézis során a vízhasznosítás hatékonysága (WUE) is (SIMON és SZENTE, 2000). Mindez 1996-ban megemelte a betakarított növények szerveinek szárazanyag-hozamát, az 1997-es szabadföldi kísérletünkben pedig a 20 t ha⁻¹ szennyvíziszap komposzttal kezelt parcellákon 8%-kal javult a csöves terméshozam (SIMON és SZENTE, 2000). A nagyobb biomassza tehát „kihígító” hatást gyakorolhatott a felvett nehézfém-tartalomra, a felvett nehézfémek nagyobb biomasszában oszlottak el, mely humán-egészségügyi szempontból előnyös jelenség.

JUSTE és MENCH (1992), illetve HENRY és HARRISON (1992) az európai és az egyesült államok-beli tartós, több éves, vagy évtizedes mezőgazdasági szennyvíziszap kihelyezéseket értékelték. Az esetek 65%-ban a szennyvíziszapok pozitív hatást gyakoroltak a termesztett növények hozamára. Megállapították, hogy a szennyvíziszapokból általában kevesebb nehézfém került át a mezőgazdasági növényekbe, mint az a szennyvíziszapok nehézfém-tartalmából következett volna. Mindezt a szennyvíziszapból a talajba került nehézfémek kötési formáinak megváltozásával, illetve a pH megemelkedésével magyarázták. A több évig szennyvíziszappal kezelt talajokon termesztett növények vegetatív szerveinek és magtermésének cinktartalma egyaránt megemelkedett – ezt mi is meg tudjuk erősíteni.

4.3. NEHÉZFÉM-SZENNYEZŐDÉS FITOINDIKÁCIÓJA

4.3.1. Kadmiumszennyeződés fitoindikációja levélcikóriával és gyermekláncfűvel

A tápoldatba kijuttatott 1 µM-nál nagyobb kadmiumtartalom jelentősen megnövelte a levélcikória és a gyermekláncfű szerveinek kadmiumakkumulációját (21. táblázat).

21. táblázat: Kadmiumakkumuláció a levélcikória (*Cichorium intybus* L.) és a gyermekláncfű (*Taraxacum officinale* Web.) szerveiben (tápoldatos kísérlet, Aiken, SC, USA, 1993).

Kezelés ($\mu\text{M Cd}$)	Levélcikória	Gyermekláncfű	Levélcikória	Gyermekláncfű
	Cd-tartalom ($\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.)			
	Rizóma és gyökér		Hajtás	
0	1,0	0,06	1,3	1,1
0,5	8,3	21,0	9,8	21,6
1	20,1	57,4	17,7	34,4
5	128,1	502,3	79,4	164,0
10	204,1	551,4	130,8	202,8
50	891,1	1356,0	307,1	406,7
Prob>F	***	***	***	***
r^2	0,995	0,903	0,945	0,943
$\hat{\beta}_1$	22,033	70,460	14,890	24,215
s_1	2,003	14,178	2,216	3,149

Lineáris regresszió analízis: ***=statisztikailag szignifikáns $P < 0,001$ szinten. $n=6$. $\hat{\beta}_1$ = a meredekség becslése, s_1 = a $\hat{\beta}_1$ szórása. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag

A cikória 0,5-50 $\mu\text{M Cd}$ jelenlétében 8-891 $\mu\text{g g}^{-1}$ kadmiumot akkumulált a rizómájában és a gyökerében, 10-307 $\mu\text{g g}^{-1}$ -ot pedig a hajtásában. Gyermekláncfű esetén ez az érték 21-1356 $\mu\text{g g}^{-1}$, illetve 22-407 $\mu\text{g g}^{-1}$ volt. Mindkét növényfaj esetén szoros összefüggést találtunk a tápoldatba kijuttatott kadmium mennyisége valamint a rizómákban és a gyökerekben (levélcikória esetén $r^2 = 0,995$; gyermekláncfű esetén $r^2 = 0,903$), illetve a hajtásokban (levélcikória esetén $r^2 = 0,945$; gyermekláncfű esetén $r^2 = 0,943$) mért kadmiumtartalom között.

Mindkét növényben a felvett kadmium mennyisége – 0,5-1 $\mu\text{M Cd}$ -kijuttatás esetén – közel azonos volt a rizómákban és a gyökerekben, illetve a hajtásokban. Ez a tendencia 5-50 $\mu\text{M Cd}$ -kijuttatás esetén már megfordult, a rizómákban és a gyökerekben már lényegesen több kadmiumot mértünk, mint a hajtásokban.

A kadmium több makroelem (Mg és K) és mikroelem (B, Fe, Mn és Zn) felvételét is megzavarta a levélcikóriában és a gyermekláncfűben. A tápoldat nagy kadmiumkoncentrációi esetén pl. szignifikánsan lecsökkent a levél cikória és a gyermekláncfű hajtásának, illetve rizómájának és gyökerének vasszorbálása (SIMON et al., 1996).

Ha a tápoldatba több mint 1 μM kadmiumot juttattunk ki, a levélcikória és gyermekláncfű kultúrákban tipikus kadmiumtoxicitási tünetek (2.3.2. fejezet) alakultak ki. A gyökerek és a rizómák sárgás-barnaság, megvastagodottak, sérültek voltak, a klorotikus leveleken elhalt barnás foltok jelentek meg. A levelek nyilvánvaló klorózisa arra ösztönzött bennünket, hogy megvizsgáljuk van-e kapcsolat a tápoldatba kijuttatott kadmium mennyisége, és a levelek klorofilltartalma között.

A levélcikória és a gyermekláncfű levelében mért klorofilltartalmakat a 22. táblázatban mutatjuk be.

22. táblázat: Kadmium hatása a levélcikória (*Cichorium intybus* L.) és a gyermekláncfű (*Taraxacum officinale* Web.) levelének klorofilltartalmára (tápoldatos kísérlet, Aiken, SC, USA, 1993).

Kezelés ($\mu\text{M Cd}$)	Klorofill-a	Klorofill-b	Klorofill-a	Klorofill-b
	mg g ⁻¹ n.a.			
	Levélcikória		Gyermekláncfű	
0	1,661	1,650	1,650	0,519
0,5	1,533	0,598	1,519	0,478
1	1,526	0,556	1,599	0,477
5	1,476	0,496	1,355	1,367
10	0,999	0,271	0,940	0,233
50	0,681	0,196	0,823	0,222
Prob>F	***	***	***	***
r ²	0,850	0,820	0,769	0,752
β_1	-0,065	-0,041	-0,078	-0,032
s ₁	0,009	0,005	0,011	0,004

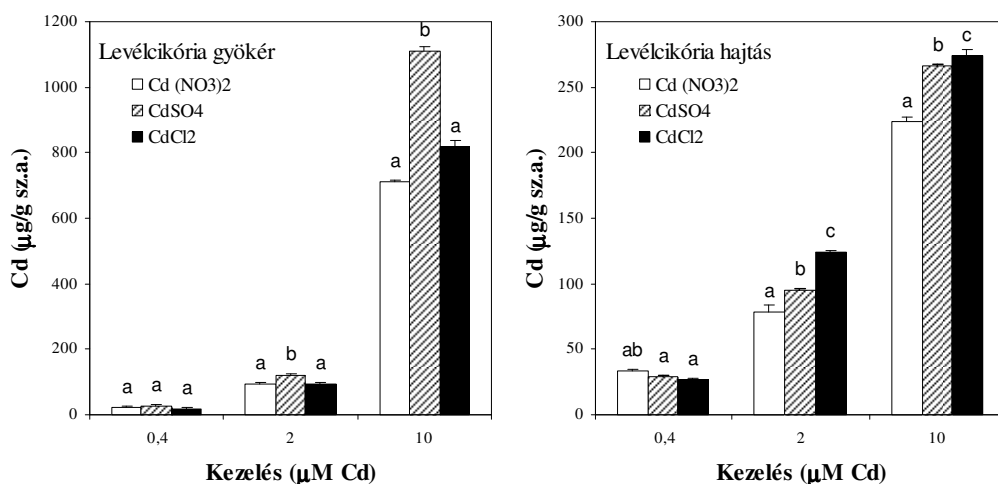
Lineáris regresszió analízis. ***=statisztikailag szignifikáns $P<0,001$ szinten. $n=6$. $\hat{\beta}_1$ = a meredekség becslése, s_1 = a $\hat{\beta}_1$ szórása. Rövidítés: n.a.=nedves anyag.

A tápoldat növekvő kadmiumkoncentrációjával fordított arányban csökkent a levélcikória és a gyermekláncfű levelének klorofill-a és klorofill-b tartalma. A csökkenés mindkét esetben statisztikailag szignifikánsnak ($P<0,001$) bizonyult. Hasonlóan szoros szignifikáns összefüggést találtunk a levélcikória ($r^2=0,89$; $P<0,001$) és a gyermekláncfű ($r^2=0,87$; $P<0,001$) levelének klorofill-a+b tartalma, és a tápoldatba kijuttatott kadmium mennyiségek között. Ezt a jelenséget a kadmiumnak a klorofill-anyagcserére gyakorolt direkt vagy indirekt hatásaival (pl. a megzavart Fe-felvétellel, ld. SIMON et al., 1996) magyarázhatjuk. A kadmiumkezelés a klorofill a/b arányt is megváltoztatta, a klorofill-b tatalom jobban lecsökkent a kadmium hatására, mint a klorofill-a. Ha tápoldatban nevelt *Chlorella pyrenoidosa* kultúrákat cirkóniummal kezeltünk, szintén a fotoszintetikus színanyagok, köztük a klorofill-a és klorofill-b mennyiségének csökkenését, és klorofill a/b arányának megváltozását figyeltük meg (SIMON et al., 2001a).

Amennyiben növények segítségével szeretnénk a nehézfém-szennyeződést mérni, fontos azt is tudnunk, hogy az adott fém mely kémiai formáit veszi fel a környezetből (talajból) jobban vagy rosszabbul az általunk használt jelzőnövény. A kadmium mobilitása és növények általi felvehetősége nagyban függ annak talajbeli vagy talajoldatbeli kémiai formáitól. A növények kadmiumfelvételét pl. a talajoldat kloridtartalma befolyásolhatja (2.3.2. fejezet). A kadmiumot ezért nitrát, szulfát és klorid formájában juttattuk ki a tápoldatba, és

megvizsgáltuk, hogy ezek az anion-párok befolyásolják-e a levélcikória kadmium (Cd^{2+})-felvételét.

A 8. ábra a levélcikória rizómájának és gyökerének, illetve hajtásainak kadmiumtartalmát mutatja be, amennyiben a kadmiumot – növekvő koncentrációban – kadmium-nitrát, kadmium-szulfát vagy kadmium-klorid formájában juttattuk ki a tápoldatba.



8. ábra: Levélcikória gyökerének és hajtásának kadmiumfelvétele a tápoldatba kijuttatott különféle kadmium anion-párokból (tápoldatos kísérlet, Aiken, USA, 1993). Tukey-féle b-teszt. Egy oszlopcsoporton belül a különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=4$.

A tápoldatba kijuttatott $0,4 \mu\text{M}$ kadmium esetén nem alakultak ki statisztikailag szignifikáns különbségek a felvett kadmiumtartalomban egyik anion-pár esetén sem. Ha megnöveltük a tápoldatba kijuttatott kadmiummennyiségeket, ezekkel arányosan nőtt – a fenti kísérlethez hasonlóan – a rizómáknak és a gyökereknek, illetve a hajtásoknak a kadmiumfelvétele. A szulfát- és kloridanionok a nagyobb, 2 és $10 \mu\text{M}$ -os kadmiumdózisok esetén már okoztak néhány esetben szignifikáns növekedést a növények kadmiumfelvételében. Mindez azonban nem volt minden esetben egyértelmű, ezért további talajjal is elvégzett vizsgálatok szükségesek annak eldöntésére, hogy egy nagy klorid- vagy szulfáttartalmú szennyezett talajon megemelkedik-e a salátacikória jelzőnövény kadmiumfelvétele.

Mindkét fenti tápoldatos kísérletben azt tapasztaltuk, hogy a tápoldatba kijuttatott nagy kadmiumkoncentrációk esetén a kadmium elsősorban a rizómákban és a gyökerekben akkumulálódott. Tápoldatos kísérleteinkhez kapcsolódó szabadföldi kísérleteinkben azonban fordított jelenséget tapasztaltunk – talajszennyeződés esetén a levélcikória föld feletti szervei több kadmiumot akkumuláltak, mint a föld alattiak.

A levélcikória Cd-felvételét két, 5 évvel korábban kadmiummal elszennyezett talajból a 23. táblázatban mutatjuk be.

23. táblázat: Levélcikória (*Cichorium intybus* L.) kadmiumakkumulációja az 5 évvel korábban 11,2 kg ha⁻¹ kadmium kezelésben részesült „Blanton” és „Orangeburg” talajokból (szabadföldi kísérlet, Aiken, SC, USA, 1992).

Kezelés	Rizóma és gyökér	Szár	Törőzsza	Levél
Cd (µg g ⁻¹ sz.a.)				
„Blanton” homok				
Kontroll	1,1	0,5	3,0	1,6
Cd-kezelt	18,0 ***	23,5 ***	27,7 ***	44,8 ***
„Orangeburg” vályogos homok				
Kontroll	1,0	1,6	1,0	2,4
Cd-kezelt	10,3 **	14,3 *	17,5 ***	21,9 *

Student féle t-próba. *, **, ***=statisztikailag szignifikáns P<0,05; P<0,01 és P<0,001 szinten, n=3. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag.

Annak ellenére, hogy a talajok kadmiumkezelése 5 évvel korábban történt, mindkét talajtípusban jelentős mennyiségű kadmiumot mértünk a kísérleti növények betakarításakor. „Blanton” homoktalaj esetén a kontroll talajban mindössze 0,004 mg kg⁻¹ kadmiumot találtunk, míg a Cd-kezelt parcellák talajában ez az érték 1,907 mg kg⁻¹ volt. Az „Orangeburg” vályogos homoktalajban 0,017 mg kg⁻¹ (kontroll), illetve 1,481 mg kg⁻¹ (Cd-kezelt parcellák) kadmiumot mértünk (SIMON et al., 1996). A két talaj pH-ja („Blanton” pH(H₂O) = 6,18; „Orangeburg” pH(H₂O) = 6,25) nem különbözött jelentősen egymástól (3.4. fejezet). Az „Orangeburg” vályogos homoktalajnak azonban nagyobb volt a kolloidtartalma, kationcserélő kapacitása és szervesanyag-tartalma, mint a „Blanton” homoké (3.4. fejezet). Mindez magyarázatul szolgálhat arra, hogy az „Orangeburg” talajból a levélcikória valamennyi szervében kevesebb kadmiumot vett fel, mint a „Blanton” talajból (23. táblázat). Függetlenül attól, hogy melyik talajon termesztettük a levélcikóriát, a legtöbb kadmiumot a levelekben mértük, és ezt követte a törőzsák, a szárok, majd a rizómák és gyökerek kadmiumtartalma.

A levélcikória szerveibe bekerült kadmium a tápoldatos kísérlethez hasonlóan a szabadföldi kísérletben is megzavarta az esszenciális makro- és mikroelemek felvételét (SIMON et al., 1996). Mivel ezt a jelenséget elsősorban a „Blanton” talajon termesztett növényekben figyelhetjük meg, részben ezzel magyarázható, hogy a „Blanton” talajon a kadmium 46 %-os hozamcsökkenést okozott. Az „Orangeburg” talajon a hozamcsökkenés mértéke mindössze 7,5 %-os volt (MARTIN et al., 1996).

A tápoldatos és szabadföldi kísérleteinkben a levélcikória és a gyermekláncfű által felvett kadmiummennyiségek nagyságrendileg hasonlítottak azokra az értékekre, melyeket más kutatók mértek ezekben a növényekben szennyezetlen, illetve szennyezett területeken

(BROADLEY et al., 2001; DJINGOVA és KULEFF, 1993; GE et al., 2002; KABATA-PENDIAS és TARLOWSKI, 1981; KABATA-PENDIAS és DUDKA, 1991; KEANE et al., 2001; MURRAY et al., 2000; ÖZTÜRK és TÜRKAN, 1993; RULE, 1994).

4.3.2. Városi talajok nehézfém-, nátrium- és kénszennyezettségének fitoindikációja mezei katánggal és levélcikóriával

A 24. táblázatban a kontroll területeken és a városi, út menti feltalajokban mért nehézfém-, nátrium- és kén tartalmakat mutatjuk be Nyíregyházán.

24. táblázat: A kontroll területeken (1-3. helyszín) és a városi, útmenti feltalajokban (4-15. helyszín) mért nehézfém-, nátrium- és kén tartalmak a passzív monitoring során (Nyíregyháza, 1995, 1996)

A monitoring helyszínei	Távolság az úttól (m)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Na	S
mg kg ⁻¹									
1. helyszín	150	<0,05	7,8	53,5	9,3	5,6	33	83	<2
2. helyszín	25	0,20	19,0	20,1	18,6	5,7	48	89	146
3. helyszín	20	0,30	12,2	15,0	14,9	9,2	41	443	190
1-3. helyszín	Medián	0,20	12,2	20,1	14,9	5,7	41	89	146
4. helyszín	0,1	0,65	26,6	26,5	12,1	361	145	476	504
4. helyszín	1,6-2,9	0,57	18,5	28,4	12,2	237	179	827	499
5. helyszín	0,1	0,79	19,8	25,7	11,4	607	116	390	427
5. helyszín	1,2-1,5	0,46	18,0	24,5	15,0	280	84	683	610
6. helyszín	0,1	0,70	17,3	32,2	11,0	277	134	253	309
6. helyszín	0,2-1	0,33	15,1	19,0	13,7	34	72	422	577
7. helyszín	0,1	0,99	14,2	20,1	10,7	237	142	384	401
7. helyszín	2,0	1,11	14,2	19,6	12,5	70	177	391	306
8. helyszín	0,1	0,53	16,8	24,3	9,6	327	100	372	502
8. helyszín	0,5-0,7	0,88	14,0	23,8	11,9	191	118	540	448
9. helyszín	0,1	0,58	14,8	28,8	10,6	446	105	433	301
9. helyszín	0,3-1,8	0,50	18,3	17,3	12,7	73	246	790	530
10. helyszín	0,1	0,55	14,7	18,9	10,3	131	109	291	495
10. helyszín	1,6-2,4	1,12	18,1	16,3	14,8	129	117	693	548
11. helyszín	0,1	0,67	15,7	18,4	12,8	116	103	407	391
11. helyszín	2,0	0,29	15,6	17,7	13,6	30	68	953	590
12. helyszín	0,1	0,28	12,4	12,6	15,7	52	68	678	239
12. helyszín	4,0	0,37	13,6	18,6	12,8	103	75	233	385
13. helyszín	1,5	0,38	16,1	9,9	19,7	9	34	159	59
14. helyszín	1,5-3,0	0,51	16,7	22,3	17,9	52	92	273	305
15. helyszín	2,0	0,50	9,8	12,3	8,5	94	55	262	253
4-15. helyszín	Medián	0,55	15,7	19,6	12,5	129	105	407	427
4-15. helyszín	Minimum	0,28	9,8	9,9	8,5	9	34	159	59
4-15. helyszín	Maximum	1,12	26,6	32,2	19,4	607	246	953	610

Valamennyi adat 3 mérés átlaga helyszínenként, az „összes” elem tartalmát cc. HNO₃+cc. H₂O₂ kivonatban határoztuk meg.

Összehasonlítva a kontroll, forgalomtól távol eső területeken (1-3. helyszín) a talajokban mért nehézfém-tartalmakat az út menti feltalajokéval (4-15. helyszín) megállapíthatjuk, hogy az utóbbiakban jelentősen nagyobb az ólom-, cink- és kadmiumtartalom. Közvetlenül az

útpadkák mentén (attól 0,1 m-re) általában nagyobb nehézfém-tartalmakat mértünk a talajokban, mint az utaktól 0,2-4 m-es távolságban.

A megvizsgált nehézfémek közül a talaj ólomtartalmában találtuk a legnagyobb különbségeket (24. táblázat). Az ólom megjelenését a városi talajokban a hazánkban is széles körben felhasznált, a motorbenzinekhez adott kopogás-gátló ólom-tetraetil korábbi alkalmazásának (2.3.6. fejezet) tulajdoníthatjuk. A kontroll területeken az ólomtartalom középértéke $9,7 \text{ mg kg}^{-1}$, a forgalmas utak mentén pedig 129 mg kg^{-1} volt. Utóbbi helyszíneken az ólomtartalom meglehetősen széles határok között ($9\text{-}607 \text{ mg kg}^{-1}$) változott. A legkisebb 9 mg kg^{-1} -os értéket a 13-as helyszínen mértük. Ez egy 1988-ban befejezett lakótelep területén volt, ahol az építkezés után az utak melletti területekre új, szennyezetlen talajt borítottak a füvesítés előtt. A talajmintavételig eltelt viszonylag rövid idővel, és a belvárosinál jóval kisebb gépkocsiforgalommal magyarázhatjuk, hogy a talaj nem szennyeződött el jelentős mértékben ólommal. Volt azonban olyan helyszín, ahol 607 mg kg^{-1} ólomtartalmat mértünk a feltalajban. Ez az 5-ös mintavételi helyszín a nyíregyházi belvárost körülvevő négysávos nagykörút sávelválasztójában, az útpadkától 0,1 m-re volt. Ezen a szakaszon 1996-ban az átlagos forgalom 20850 jármű volt naponta. Egyértelműnek tűnik tehát, hogy a jelentős mennyiségű ólom 30-40 év alatt – az ólmozott benzin elégetésének következtében – a kipufogógázokból ülepedett ki a talajra.

A többi forgalmas út mentén begyűjtött talajmintákban is jelentős mennyiségű ólmot mértünk (24. táblázat). Hasonló nagyságrendben találtak ólmot a forgalmas utak mentén a hazai (ÁRKOSI és BUNA, 1990; DÁNIEL et al., 1997; KÁDÁR és KONCZ, 1993; KOVÁCS és NYÁRI, 1984; NASZRADI et al., 2003) és külföldi (GARZIA et al., 1996; PINON-FRENET et al., 1994; TILLER, 1992) kutatók.

A forgalmas utak mentén a feltalajokban a kadmiumtartalom (medián* $0,55 \text{ mg kg}^{-1}$) és a cinktartalom (medián 105 mg kg^{-1}) is nagyobb volt, mint a kontroll területeken, ahol 2,5-szer kevesebb kadmiumot és cinket mértünk a talajokban (24. táblázat). Mivel a gépjárművek gumiköpenyeinek gyártásakor cink-karbonát adalékanyagot használnak fel, feltételezhetjük, hogy a gumiköpenyek kopásával cink jutott ki az út menti talajokba. Mivel a kadmiumot ötvözőanyagként vagy korróziógátló-anyagként alkalmazzák a gépkocsigyártásban, feltételezhetjük, hogy a gépjárműalkatrészek kopásakor ez a nehézfém is kikerül a környezetbe, és az út menti feltalajokban is megjelent (KÁDÁR, 1995).

* statisztikai középérték

Míg a forgalomtól távol eső talajokban a nátriumtartalom középértéke mindössze 89 mg kg⁻¹ volt, addig a forgalmas utak mentén 4,5-szer több nátriumot mértünk (medián: 407 mg kg⁻¹). Kén esetén is háromszoros volt a növekedés. A kontroll területek feltalajában 146 mg kg⁻¹ volt a középérték, a forgalmas utak mentén pedig 427 mg kg⁻¹ (24. táblázat). Mindkét szennyeződés antropogén eredetű (SIMON, 1999), mivel az utak téli időszakban történő csúszás-mentesítését nátrium-kloriddal végzik, és a XX. század végéig a legtöbb hazai üzemanyag jelentős mennyiségű ként is tartalmazott.

Passzív monitoring vizsgálataink során – ahol ez lehetséges volt – nemcsak talajmintákat, hanem mezei katáng mintákat is begyűjtöttünk. A forgalmas autóutak mentén begyűjtött, indikátornövényként alkalmazott mezei katáng nemcsak a légkörből történő elemkiülepedésnek volt kitéve, hanem többé-kevésbé szennyezett talajon (24. táblázat) is fejlődött.

A 25. és 26. táblázatokban a mezei katáng gyökerében és rizómájában, illetve leveleiben mért nehézfém-, nátrium- és kéntartalmakat mutatjuk be.

25. táblázat: Nehézfém-, nátrium- és kéntartalmak a kontroll területeken (1-3. helyszín) és a városi, útmenti területeken (4-15. helyszín) passzív monitoring során begyűjtött mezei katáng rizómájában és gyökerében (Nyíregyháza, 1995, 1996)

A monitoring helyszínei	Távolság az úttól (m)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb*	Zn	Na	S
		µg g ⁻¹ sz.a.							
		Rizóma és gyökér							
1. helyszín	150	<0,05	<0,20	18,9	<0,25	0,10	34	763	1813
2. helyszín	25	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
3. helyszín	20	<0,05	<0,25	11,9	<0,1	1,44	19,4	164	873
4. helyszín	1,6-2,9	0,28	2,14	12,9	0,90	0,33	49	9400	1467
5. helyszín	1,2-1,5	0,24	1,15	6,6	0,99	0,97	100	7033	1940
6. helyszín	0,2-1,0	0,31	1,31	23,2	1,87	0,46	54	8833	2403
7. helyszín	2,0	<0,05	<0,20	5,8	<0,25	0,75	21	3173	1180
8. helyszín	0,5-0,7	0,63	2,68	11,3	1,47	1,49	54	20833	2257
9. helyszín	0,3-1,8	0,12	2,95	13,0	1,42	0,35	73	9967	1677
10. helyszín	1,6-2,4	0,30	2,02	2,9	1,34	0,66	46	11133	1397
11. helyszín	2,0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
12. helyszín	4,0	<0,05	0,49	7,7	<0,25	4,03	24	5395	1680
13. helyszín	1,5	<0,05	<0,20	21,2	<0,25	0,81	33	5500	1345
14. helyszín	1,5-3,0	<0,05	<0,20	3,0	<0,25	6,16	8	4388	923
15. helyszín	2,0	0,18	1,06	18,5	<0,25	6,52	37	3363	1582
4-15. helyszínek	Medián	0,18	1,15	11,3	0,9	0,81	46	7033	1582
4-15. helyszínek	Minimum	<0,05	<0,20	2,9	<0,25	0,33	8	3173	923
4-15. helyszínek	Maximum	0,83	2,95	23,2	1,87	6,52	100	20833	2403

Valamennyi adat 3 mérés átlaga helyszínenként. Pb*: az ólomtartalmat grafítkemencés atomabszorpciós spektrometriával (GF-AAS) határoztuk meg. Rövidítések: n.a.=nincs adat, nem tudtuk az adott helyszínen mezei katángot begyűjteni, sz.a.=szárazanyag.

26. táblázat: Nehézfém-, nátrium- és kén tartalmak a kontroll területeken (1-3. helyszín) és a városi, út menti területeken (4-15. helyszín) passzív monitoring során begyűjtött mezei katáng levelében (Nyíregyháza, 1995, 1996)

A monitoring helyszínei	Távolság az úttól (m)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb*	Zn	Na	S
		$\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.							
		Levél							
1. helyszín	150	<0,05	<0,20	12,5	<0,25	0,20	87	145	8333
2. helyszín	25	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
3. helyszín	20	<0,05	<0,15	12	<0,1	3,4	53	139	4747
4. helyszín	1,6-2,9	0,70	2,89	13,2	1,85	1,48	162	2700	5500
5. helyszín	1,2-1,5	0,49	2,42	12,8	1,50	4,21	72	3603	5767
6. helyszín	0,2-1,0	0,27	2,71	60,0	1,74	3,41	84	1537	4407
7. helyszín	2,0	<0,05	0,58	11,1	<0,25	0,81	81	539	6628
8. helyszín	0,5-0,7	0,75	2,01	58,0	2,20	1,60	69	4527	8367
9. helyszín	0,3-1,8	0,36	1,64	32,1	1,45	1,60	91	1580	4760
10. helyszín	1,6-2,4	0,74	1,76	24,8	1,12	2,45	64	5300	4510
11. helyszín	2,0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
12. helyszín	4,0	<0,05	<0,20	2,5	<0,25	4,98	35	1253	4485
13. helyszín	1,5	<0,05	<0,20	29,2	<0,25	2,83	47	3677	4993
14. helyszín	1,5-3,0	0,09	0,25	14,2	<0,25	1,60	63	4647	5991
15. helyszín	2,0	1,21	2,7	17,2	0,31	1,63	95	6582	3893
4-15. helyszínek	Medián	0,36	1,76	17,2	1,12	1,63	72	3603	4993
4-15. helyszínek	Minimum	<0,05	<0,20	2,5	<0,25	0,81	35	539	3893
4-15. helyszínek	Maximum	1,21	2,89	60,0	2,2	4,98	162	6582	8367

Valamennyi adat 3 mérés átlaga helyszínenként. Pb*: az ólomtartalmat grafítkemencés atomabszorpciós spektrometriával (GF-AAS) határoztuk meg. Rövidítések: n.a.=nincs adat, nem tudunk az adott helyszínen mezei katángot begyűjteni, sz.a.=szárazanyag.

A kontroll területekről begyűjtött növényekben (a föld alatti és feletti szervekben egyaránt) kevesebb volt a Cd-, Cr-, Ni- és Pb-tartalom, mint a forgalmas utak mellől begyűjtött mintákban. Eredményeink alátámasztják ÖTZTÜRK és TÜRKAN (1993) megfigyeléseit, akik a forgalmas török autóutak mentén begyűjtött mezei katáng indikátornövényekben a Pb-, Zn- és Cd-tartalom megemelkedéséről számoltak be. Általános tendencia, hogy a forgalmas autóutak mellől begyűjtött – indikátorként alkalmazott – magasabb rendű növényekben és zuzmókban nagyobb a Cd-, Cr-, Ni- és Pb-tartalom, mint az utaktól távol. Mindezt hazai (DÁNIEL et al., 1997; KÁDÁR és KONCZ, 1993; KÖLES et al., 1997; TUBA és CSINTALAN, 1993;) és külföldi (DIETL et al., 1996; DJINGOVA és KULEFF, 1993; NASHRALLA és ALI, 1985; YLÄRANTA, 1995) kutatások egyaránt alátámasztják.

A mezei katáng a talajokba került nátrium-felesleget is jelezte (25-26. táblázatok). A forgalmas utak mentén begyűjtött rizómákban és gyökerekben, illetve levelekben egy nagyságrenddel több nátriumot mértünk, mint a kontroll területeken. Kén esetében mindezt nem tapasztaltuk.

A 27. táblázatban az aktív monitoring során a forgalomtól távol eső üdülőkörzetbe és a forgalmas belvárosba kihelyezett levélcikória szerveinek nehézfém-tartalmát mutatjuk be 60 napos expozíció után.

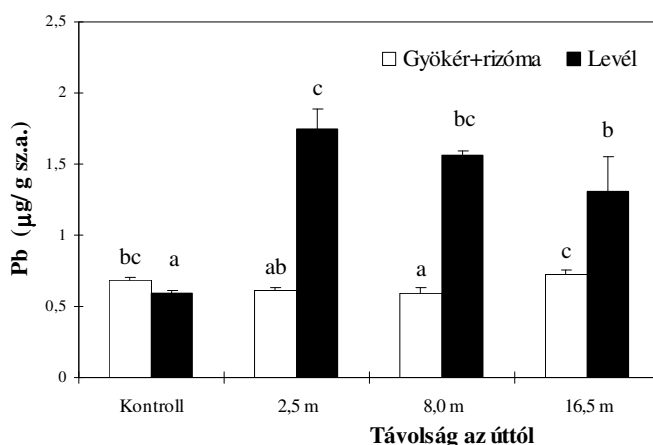
27. táblázat: A levélcikória (cv. Wild) nehézfém-akkumulációja 60 napos expozíció után az aktív monitoring során (Nyíregyháza, 1994)

A monitoring helyszínei	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb*	Zn
	$\mu\text{g g}^{-1}$					
	Rizóma és gyökér					
1. helyszín: üdülőkörzet (földfelszín)	0,95	1,4	8,4	4,1	0,68	23,4
3. helyszín: városközpont (földfelszín)	0,97	1,7	7,9	3,1	0,70	23,8
2. helyszín: üdülőkörzet (6 m-es magasság)	0,94	1,4	11,0	3,6	0,74	17,4
4. helyszín: városközpont (6 m-es magasság)	0,90	1,6	11,3	3,5	0,93*	16,5
Levél						
1. helyszín: üdülőkörzet (földfelszín)	1,08	1,5	15,2	5,5	0,59	37,3
3. helyszín: városközpont (földfelszín)	1,01	1,7	12,4	4,2	0,84*	32,5
2. helyszín: üdülőkörzet (6 m-es magasság)	1,06	1,4	11,1	3,0	0,57	33,6
4. helyszín: városközpont (6 m-es magasság)	1,09	1,7	14,4*	3,5	1,17*	47,0

Student-féle t-próba: *: $P < 0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a kontrollhoz (1. és 2. helyszín) viszonyítva, $n=5$. Pb*: az ólomtartalmat grafitkemencés atomabszorpciós spektrometriával (GF-AAS) határoztuk meg

A növények nehézfém-tartalmában már 30 napos korban megmutatkoztak a különbségek (SIMON, 2001a). Hatvan napos kihelyezés után vált még egyértelműbbé, hogy a levelekben szignifikánsan megnőtt az ólomtartalom, ha a növényeket a forgalmas belvárosba a földfelszínre vagy 6 m-es magasságba helyeztük ki (27. táblázat).

A 9. ábra azt szemlélteti, hogy mennyi volt az E 573-as úttól egyre távolabbra kihelyezett levélcikóriában az ólomtartalom 30 napos expozíció után. A kontroll növények ezúttal is a forgalomtól távol eső üdülőkörzetbe lettek kihelyezve.



9. ábra: Ólomakkumuláció az E573-as országúttól 30 napra különböző távolságra kihelyezett levélcikóriában (aktív monitoring, Nyíregyháza, 1994). Tukey-féle b-teszt. Azonos növényi szervben belül a különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=5$ (kontroll növények), $n=3$ (kihelyezett növények).

A levelekben szignifikánsan megnőtt az ólomtartalom, míg a föld feletti szervekben gyakorlatilag ugyanannyi volt, mint a kontrollban. Mindez egyértelműen a levegőből, csapadékból vagy az út menti porból származó ólomszennyeződésre utal. Az úttól távolodva fokozatosan csökkent a levelekben az ólomtartalom, mely megerősíti a korábbi ilyen jellegű megfigyeléseket (DÁNIEL et al., 1997; DJINGOVA és KULEFF, 1993; KÁDÁR és KONCZ, 1993; KÖLES et al., 1997; NASHRALLA és ALI, 1985; ÖZTÜRK és TÜRKAN, 1993; TUBA és CSINTALAN, 1993; THORNTON, 1991; YLÄRANTA, 1995). MARKERT et al. (1996) azonban nem talált ilyen egyértelmű fordított összefüggést a forgalmas utaktól különféle távolságokra begyűjtött mohák ólomtartalmában.

A többi vizsgált nehézfém (Cd, Cr, Cu, Ni és Zn) mennyisége nem változott meg a levélcikória szerveiben. DIETL és munkatársai (1996) standardizált fűkultúrákat helyeztek ki a forgalmas utak mellé indikátorként, és ők is csak az ólomtartalom megemelkedését tapasztalták, a növényekben a kadmiumtartalom nem változott meg.

Kutatásainkra hivatkozva (SIMON et al., 1996) a szennyezett talajú városi talajok monitoringját kanadai kutatók mezei katánggal is elvégezték, megerősítve azt, hogy ez a növényfaj a nehézfém-szennyeződés fitoindikátoraként alkalmazható. Megállapították, hogy a talaj ólomtartalma szignifikáns hatást gyakorolt ($P < 0,05$) a mezei katáng gyökerének ólomfelvételére (GE et al., 2002).

Fenti vizsgálataink a kilencvenes évek közepén történtek, amikor még általános volt az ólmozott benzin felhasználása hazánkban. A nyíregyházi Állami Népegészségügyi Tisztiorvosi Szolgálat (ÁNTSZ) 1994. júniusa-júliusa között (amikor az aktív monitoringot végeztük) $0,02-0,13 \mu\text{g m}^{-3}$ (középérték $0,12 \mu\text{g m}^{-3}$, $n=6$) ólmot mért a levegőben azon az áruházközponton, ahová a növényeinket mi is kihelyeztük (4. helyszín, 27. táblázat). Mindez további bizonyítékot szolgáltatott arra, hogy az ólom az ólmozott üzemanyagok elégetéséből került a levegőbe, és onnan ülepedett ki az indikátor növényünkre.

1999. áprilisától ugyan megszűnt az ólmozott benzin forgalmazása Magyarországon, a talajokba bekerült ólom azonban továbbra is fenyegeti az egészségünket. Az ólom ugyanis erősen kötődik a foszfátokhoz és a karbonátokhoz (2.3.6. fejezet), ezért általában a talaj felső rétegében akkumulálódik, és nem mosódik be. Mindez főleg olyan kevés kolloidot tartalmazó homoktalajon (3.5.2. fejezet) fekvő városokban jelent továbbra is humán-egészségügyi veszélyt, mint Nyíregyháza. Itt a vizsgálataink után 10 évvel – a talajok felporzása miatt – még mindig kimutatható az ólom a levegőben (ÁNTSZ, Nyíregyháza, szóbeli közlés).

4.3.3. Galvániszap és szennyvíziszap komposzt okozta talaj nehézfém-szennyeződés fitoindikációja levélcikóriával

Az első tenyészedényes kísérletben megvizsgáltuk, hogy a talajt ért nehézfém-terhelés mértékét egy galvániszappal szennyezett talajon nevelt levélcikória jelzi és méri-e.

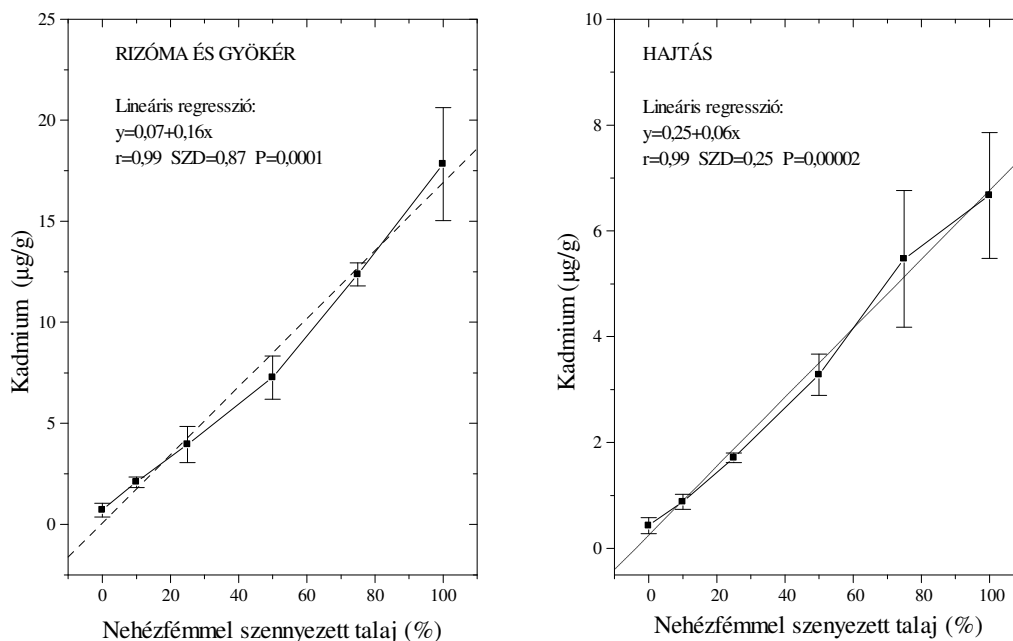
A tenyészedényes kísérlethez felhasznált galvániszappal szennyezett talajban (melynek arányát fokozatosan növeltük a szennyezetlen talajhoz képest) a hazai talajszennyeződésre vonatkozó határértékeket (10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET), meghaladó mértékben találtunk kadmiumot, krómot, rezet és nikkelt (28. táblázat).

28. táblázat: A szennyezetlen és a galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj „összes”¹ nehézfém-tartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

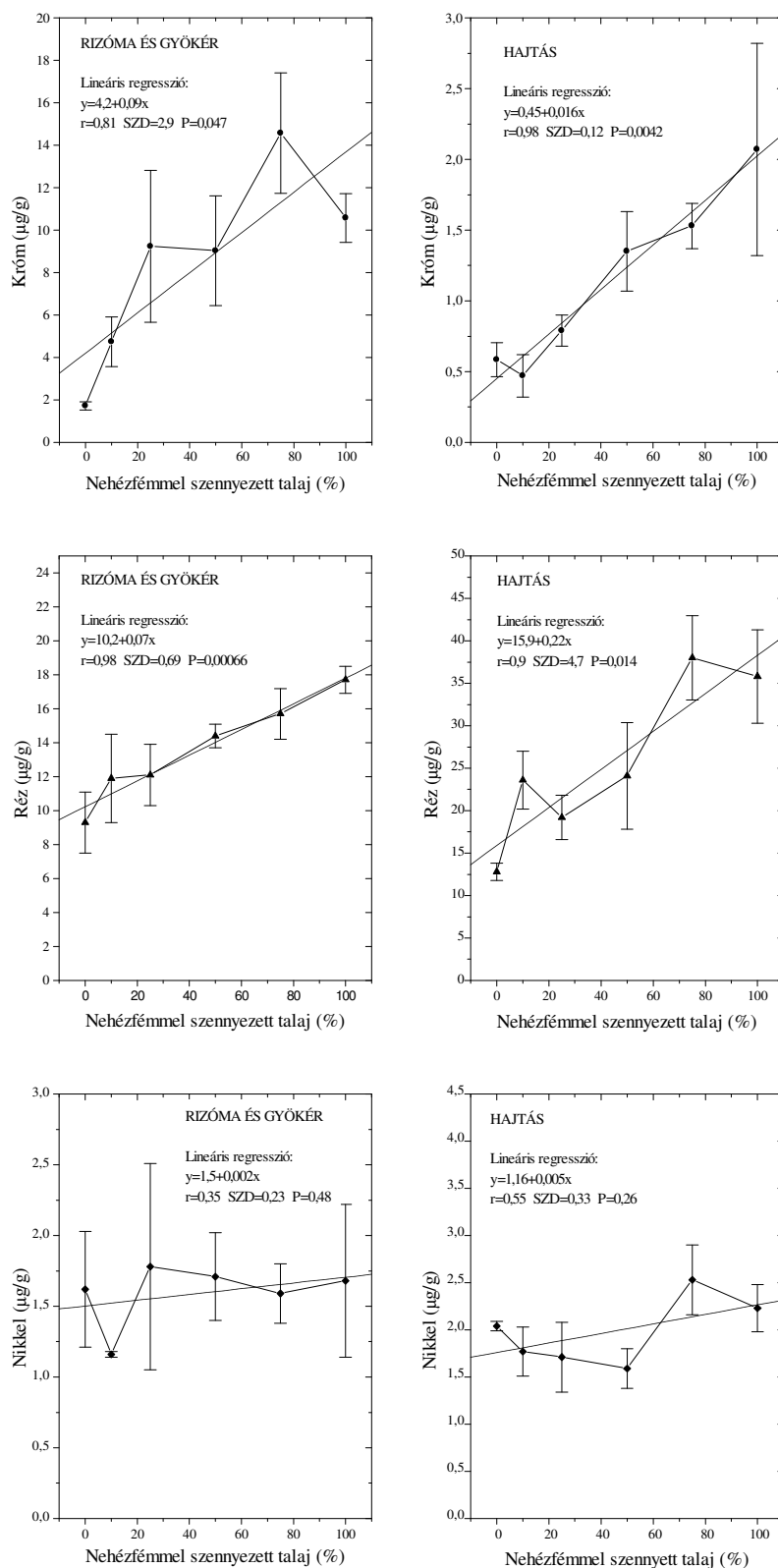
Talajok	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	mg kg ⁻¹				
Szennyezetlen talaj	0,3	12,2	15,0	14,9	41,0
Galvániszappal szennyezett talaj	10,1	229	119	56,2	107
	*	*	*	*	*

¹cc. HNO₃+cc. H₂O₂ roncsolatban mért elemkészlet. Student féle t-próba. *: P<0,001 szinten szignifikáns a különbség a szennyezetlen és a szennyezett talajban mért értékek között. n=3.

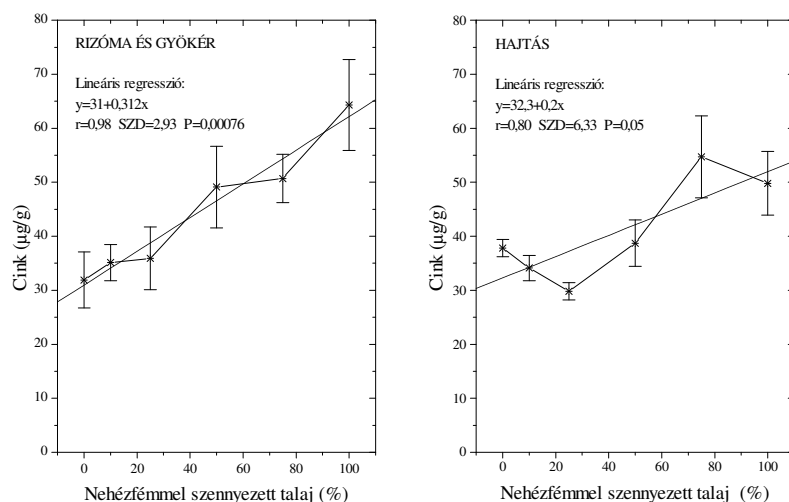
A 10-12. ábrákon a szennyezetlen és a galvániszappal (nehézfémekkel) elszennyezett talajon nevelt levélcikória rizómájának és gyökerének, illetve hajtásának nehézfém-akkumulációját mutatjuk be. Az ábrákon az SZD értékét 5%-os valószínűséggel adtuk meg.



10. ábra: Levélcikória (cv. Wild) szerveinek kadmiumakkumulációja galvániszappal szennyezett talajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).



11. ábra: Levélcikória (cv. Wild) szerveinek króm-, réz- és nikkelakkumulációja galvániszappal szennyezett talajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).



12. ábra: Levélcikória (cv. Wild) szerveinek cinkakkumulációja galvániszappal szennyezett talajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1995).

A szennyezett talaj növekvő tömegarányával lineárisan és szignifikánsan nőtt a levélcikória szerveiben a felvett kadmium, króm, réz és cink mennyisége. Ezek közül leginkább a krómszennyeződés fitoindikációja a meglepő, mivel ez a nehézfém a talaj-növény rendszerben általában nem mozog (2.3.3. fejezet). A talaj nikkelszennyeződését a levélcikória nem jelezte, annak ellenére, hogy több szerző a nikkel talajbeli mozgékonyaságáról számolt be. A szakirodalom szerint ez a nehézfém könnyen bekerül a növényekbe, és ott a gyökerekből könnyen átszállítódik a föld feletti szervekbe (ADRIANO, 1986a, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; 2.3.4. fejezet). Mi ezt a jelenséget nem tudtuk megerősíteni.

Kadmium (10. ábra), illetve cink estén is (12. ábra) nagyságrendileg hasonló mennyiség került be a rizómákba és a gyökerekbe, illetve a hajtásokba, mely e két fém könnyű transzlokációjára és fitoindikálhatóságára utal.

A kultúrnövények hajtásában $5-10 \mu\text{g g}^{-1}$ Cd, $1-2 \mu\text{g g}^{-1}$ Cr vagy $15-20 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu már fitotoxicitási tüneteket, illetve hozamcsökkenést okozhat (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; MACNICKOL és BECKET, 1985). Annak ellenére, hogy ennél több fém is bekerült a levélcikória hajtásába, itt mérgezésre, toxicitásra utaló tüneteket nem észleltünk.

A növények szárazanyag-hozama valamennyi kezelés esetén közel azonos volt (nem közölt adatok), még a galvániszappal szennyezett talaj 100 %-os aránya esetén sem esett vissza a rizómák és a gyökerek, illetve a hajtások szárazanyag-akkumulációja.

A második tenyészedényes kísérletben azt tanulmányoztuk, hogy a levélcikória alkalmas-e a nehézfémek immobilizálásának jelzésére abban az esetben, ha a szennyezett talajba

természetes zeolitokat és bentonitot juttatunk ki (melyekről feltételeztük, hogy a fémek egy részét a talajban megkötik).

A szennyezetlen talaj és a galvániszappal szennyezett talaj különféle kivonataiban mért nehézfém-tartalmakat a 29. táblázatban mutatjuk be.

29. táblázat: A szennyezetlen talaj és a galvániszappal szennyezett talaj különféle kivonataiban mért nehézfém-tartalmak (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1996).

Talajok	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	mg kg ⁻¹				
	„Összes” ¹				
Szennyezetlen talaj	0,9	28,3	17,4	19,9	55,7
Galvániszappal szennyezett talaj	53,5	327	125	95,3	140
	*	*	*	*	*
	„Felvehető” ²				
Szennyezetlen talaj	0,6	0,9	8,6	0,9	14,7
Galvániszappal szennyezett talaj	48,9	36,7	93,7	25,0	77,7
	*	*	*	*	*
	„Kicserélhető” ³				
Szennyezetlen talaj	<0,01	<0,01	0,07	<0,01	<0,01
Galvániszappal szennyezett talaj	0,10	<0,01	0,20	0,14	<0,01
	*	-	*	*	-

¹cc. HNO₃+cc. H₂O₂ roncsolatban mért elemkészlet, ²NH₄-acetát+H₄EDTA-oldható elemkészlet LAKANEN és ERVIÖ (1971) szerint, ³CaCl₂ kivonatban mért elemkészlet. Student féle t-próba. *: P<0,05 szinten szignifikáns a különbség a szennyezetlen és a szennyezett talajban mért értékek között. n=3.

A szennyezett talajnak nemcsak az „összes”, hanem a „kicserélhető” és részben a „felvehető” nehézfém-tartalma is szignifikánsan nagyobb volt, mint a szennyezetlen talajé. Mindez ebben a kísérletben is előrevetítette, hogy a vizsgált nehézfémek megjelennek majd a levélcikória jelzőnövényben.

A 30. táblázatban a szennyezetlen talajon és a különféle zeolitokkal és bentonittal kezelt, galvániszappal (nehézfémekkel) szennyezett talajon nevelt levélcikória nehézfém-akkumulációját mutatjuk be. A galvániszappal szennyezett talajból a levélcikória jelentősen több kadmiumot, krómot és rezet vett fel, mint a szennyezetlen talajból. A szennyezett talajhoz kevert zeolitok és bentonit elsősorban a rizómák és a gyökerek cinkfelvételét csökkentették le szignifikáns mértékben, átlagosan 32 %-al. Néhány esetben a nikkel-, króm- és rézfelvétel csökkenését is megfigyelhettük a föld alatti szervekben, ez azonban nem volt statisztikailag szignifikáns mértékű.

A szennyezetlen talajon nevelt levélcikória átlagos szárazanyag-hozama (0,12 g/rizóma és gyökér, 0,42 g/hajtás) nem különbözött szignifikánsan a szennyezett talajon nevelt növényekétől (0,13 g/rizóma és gyökér, 0,39 g/hajtás). Utóbbiak szárazanyag-hozama

megegyezett a zeolitokkal és bentonittal kezelt, szennyezett talajon nevelt növényekével (SIMON, 2001a).

30. táblázat: Szennyezetlen talajon, zeolitokkal és bentonittal kezelt galvániszappal szennyezett talajon nevelt levélcikória (cv. Wild) szerveinek nehézfém-akkumulációja (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1996).

Kezelések	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	μg g ⁻¹ sz.a.				
Rizóma és gyökér					
Szennyezetlen talaj	1,4	6,1	17,3	4,2	43,8
Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT)	27,6	110	59,5	11,0	43,9
GSZT+5% klinoptilolit	25,3	79,5	48,5	8,6	27,1 ^x
GSZT+5% mordenit	23,1	90,9	53,7	9,0	30,2
GSZT+5% klinoptilolit és H-montmorillonit	21,1	66,5	38,6	17,4	32,7 ^x
GSZT+5% montmorillonit (bentonit)	22,3	92,3	50,0	8,2	28,9*
Hajtás					
Szennyezetlen talaj	2,0	1,8	9,3	2,2	29,9
Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT)	40,8	5,2	13,2	4,0	34,9
GSZT+5% klinoptilolit	39,7	4,6	13,4	3,8	36,2
GSZT+5% mordenit	43,1	3,0	13,3	3,5	36,5
GSZT+5% klinoptilolit és H-montmorillonit	41,0	3,6	14,2	4,3	34,9
GSZT+5% montmorillonit (bentonit)	41,4	2,9	11,7	2,5	34,4

Rövidítések: sz.a.= szárazanyag; GSZT=galvániszappal szennyezett talaj. Student féle t-próba. ^x: P<0,1 és *: P<0,05 szinten szignifikáns a különbség a szennyezett talajban mért értékek között. n=3.

Megszorozva a növényi szervek átlagos szárazanyag-hozamát a felvett nehézfém-tartalommal, és összeadva az így kiszámolt értékeket a rizómákban és gyökerekben, valamint a hajtásokban megállapítottuk, hogy a teljes növények 16-25 %-al kevesebb krómot, rezet és cinket vettek fel a zeolitokkal és bentonittal kezelt szennyezett talajból az ilyen kezelésben nem részesült, szennyezett talajhoz viszonyítva.

A 31. táblázatban azt mutatjuk be, hogy mennyi volt a nehézfémek „összes”, „felvehető” és „kicserélhető” mennyisége a talajokban 8 hetes levélcikória nevelés után, a kísérlet befejezésekor. Amennyiben a galvániszappal szennyezett talajt zeolitokkal és bentonittal kezeltük, a „kicserélhető” frakcióban valamennyi esetben a kimutatási határ alá csökkent a cinktartalom a szennyezett talajhoz viszonyítva, ahol 0,05 mg kg⁻¹ cinket mértünk. Mivel a talaj „kicserélhető” frakciójából könnyen kerülnek be fémek és tápelemek a talajoldatba (HOUBA et al., 1986; JÁSZBERÉNYI et al., 1994) és onnan a növényekbe, mindez újabb bizonyítékot nyújtott arra, hogy az alkalmazott adalékanyagok megkötötték a legkönnyebben felvehető cink egy részét, és így a levélcikória rizómájának és gyökerének cinkfelvétele (30. táblázat) is lecsökkent.

Fenti eredményeink megerősítik CHLOPECKA és ADRIANO (1996) megfigyeléseit, akik egy szállópernyével szennyezett talajon – tenyészedényes kísérletben – kukoricát és árpát

neveltek. Természetes zeolit (klinoptilolit) kijuttatásával lecsökkent a cinktartalom a talaj kicserélhető frakciójában, és redukálódott a teszt növények cinkfelvétele is.

31. táblázat: Nehézfém-tartalom a szennyezett talaj, illetve a zeolitokkal és bentonittal kezelt galvániszappal szennyezett talaj különféle kivonataiban 8 hetes levélcikória (cv. Wild) nevelés után a kísérlet befejezésekor (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1996).

Kezelések	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	mg kg ⁻¹				
„Összes” ¹					
Szennyezetlen talaj	1,1	21,9	17,6	16,9	47,3
Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT)	35,5	218	103	90	112
GSZT+5% klinoptilolit	33,4	218	103	91	116
GSZT+5% mordenit	36,8	241*	113*	98	119
GSZT+5% klinoptilolit és H-montmorillonit	35,0	223	126	91	116
GSZT+5% montmorillonit (bentonit)	37,0	230	105	87	108 ^x
„Felvehető” ²					
Szennyezetlen talaj	0,3	0,1	9,7	2,3	9,8
Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT)	35,7	11,0	68	15,2	41,2
GSZT+5% klinoptilolit	33,0	11,8*	68	16,6*	41,9
GSZT+5% mordenit	32,9	11,8*	68	16,0*	41,9
GSZT+5% klinoptilolit és H-montmorillonit	32,6	12,0*	74*	16,2*	43,2
GSZT+5% montmorillonit (bentonit)	32,4	11,5*	68	15,2*	40,9 ^x
„Kicserélhető” ³					
Szennyezetlen talaj	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01
Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT)	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	0,05
GSZT+5% klinoptilolit	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01
GSZT+5% mordenit	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01
GSZT+5% klinoptilolit és H-montmorillonit	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01
GSZT+5% montmorillonit (bentonit)	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01
Szennyezetlen talaj	<0,01	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01

¹cc. HNO₃+cc. H₂O₂ mért elemkészlet, ²NH₄-acetát+H₄EDTA-oldható elemkészlet LAKANEN és ERVIÖ (1971) szerint, ³CaCl₂ kivonatban mért elemkészlet Rövidítések: GSZT=galvániszappal szennyezett talaj. Student féle t-próba. ^x: P<0,1 és *: P<0,05 szinten szignifikáns a különbség a szennyezett talajban mért értékek között. n=3.

Más szerzők (BAIDINA, 1991, MINEYEV et al., 1990; OBUKHOV és PLEKHANOVA, 1995; SCOTTI et al., 1995) is azt tapasztalták, hogy ha természetes zeolitokat juttatunk ki nehézfémekkel szennyezett talajokba, ez ott lecsökkenti a Zn, Cd és a Pb mobilitását. Nem minden esetben csökkent le azonban a teszt növények, köztük a cikória nehézfém-akkumulációja. Szennyezett talajok szintetikus zeolitokkal, illetve Na-montmorillonittal (bentonittal) történő kezelése azonban lecsökkentette a jelzőnövények cinkfelvételét (GWOREK, 1994; KREBS és GUPTA, 1994), utóbbit a levélcikória rizómája és gyökerei esetén mi is meg tudtuk erősíteni.

Eldöntendő, hogy a levélcikória reaktív fitoindikátor fajnak tekinthető-e (nehézfém-felvétel hatására megváltozik-e egyes kulcsenzimek aktivitása a növényben), harmadik

tenyészedényes kísérletünk során a rizómákban és a gyökerekben, illetve a levelekben biomarker enzimek aktivitását határoztuk meg.

A 32. táblázat a levélcikória kultúrák talajának nehézfém-tartalmát mutatja be a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.

32. táblázat: Levélcikória kultúrák talajának fémtartalma* a kísérlet befejezésekor (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1997).

Kezelés	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	mg kg ⁻¹				
Szennyezetlen talaj (kontroll)	1,26 ^a	19,0 ^a	27,7 ^a	9,0 ^a	50,1 ^a
Szennyezetlen talaj + 50 mg kg ⁻¹ Cd	3,32 ^b	18,1 ^a	32,9 ^a	8,9 ^a	52,0 ^a
Galvániszappal szennyezett talaj	21,8 ^c	296 ^b	86,0 ^b	177 ^b	135 ^b

*Az elemtartalmakat cc. HNO₃+ cc. H₂O₂ eleggyel történt feltárás után határoztuk meg. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3.

A kadmium kijuttatása szignifikánsan megnövelte a szennyezetlen talaj kadmium-tartalmát, habár ennek mértéke elmaradt az elméletileg kijuttatott értéktől. A többi vizsgált fém mennyisége hasonló volt a kontroll, szennyezetlen talajban mért értékekhez (31. táblázat). A galvániszappal szennyezett talajban valamennyi vizsgált fém mennyisége ezúttal is jelentősen meghaladta a szennyezetlen talajban mért értékeket. A galvániszappal szennyezett talajban jelentős (21,8 mg kg⁻¹) volt a Cd mennyisége.

A 33. táblázat a levélcikória rizómájának és gyökerének, valamint hajtásának fémtartalmát szemlélteti a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.

33. táblázat: Levélcikória szerveinek fémtartalma a kísérlet befejezésekor (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1997).

Kezelés	Cd	Cr	Cu	Ni [†]	Zn
	μg g ⁻¹ sz.a.				
Rizóma és gyökér					
Szennyezetlen talaj (SZT)	1,08 ^a	4,44 ^a	7,93 ^a	<1,0	38,7 ^a
SZT+ 50 mg kg ⁻¹ Cd	7,37 ^b	4,00 ^a	6,43 ^a	<1,0	46,2 ^{ab}
Galvániszappal szennyezett talaj	21,4 ^c	148 ^b	49,3 ^b	<1,0	55,0 ^b
Hajtás					
Szennyezetlen talaj (SZT)	1,63 ^a	1,70 ^a	7,70 ^a	<1,0	28,3 ^a
SZT+ 50 mg kg ⁻¹ Cd	8,00 ^b	0,92 ^b	5,77 ^a	<1,0	33,3 ^b
Galvániszappal szennyezett talaj	13,1 ^c	2,75 ^c	2,57 ^b	<1,0	16,4 ^c

[†]Nem volt elvégezhető a statisztikai elemzés. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3.

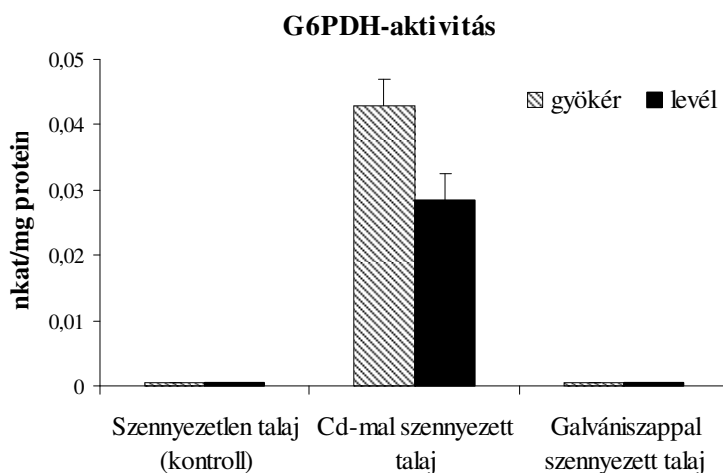
Mind a kadmiummal mesterségesen elszennyezett talajból, mind pedig a galvániszappal elszennyezett talajból jelentős mennyiségű kadmium helyeződött át a rizómákból és a gyökerekből a hajtásokba a kontrollhoz képest. A többi fém esetén működött a „gyökérszűrő”;

a galvániszappal szennyezett talajon nevelt kultúrák föld alatti szerveiben megemelkedett ugyan a Cr-, Cu-, és Zn-tartalom, azonban a hajtásba ezekből a fémekből kevés helyeződött át. A tesztnövény hajtásában és gyökerében a kimutatási határ alatt volt a nikkeltartalom, a talajok Ni-szennyeződését a levélcikória salátacikória tehát most sem jelezte – hasonlóképpen a többi kísérletünkhöz.

A szennyezetlen talajokon termesztett kultúrnövényekben általában $0,3\text{--}0,5\text{ mg kg}^{-1}$ -nál kevesebb kadmium található, és a növényekben $5\text{--}20\text{ mg kg}^{-1}$ már toxicitási tüneteket okoz (ADRIANO, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; MACNICKOL és BECKETT, 1985). E kísérletben sem alakultak ki a levélcikórián toxicitási tünetek, viszont feltételeztük, hogy a megemelkedett kadmiumtartalom befolyásolja egyes kulcsenzimek működését. A galvániszappal szennyezett talajon nevelt növények szárazanyag-hozama szignifikánsan kisebb volt, mint a másik két kultúráé (VINCZE és SIMON, 2003), melyből szintén az élettani és biokémiai folyamatok gátlására következtettünk.

A kadmiummal és galvániszappal szennyezett talajokon nevelt levélcikória valamennyi vizsgált enzime esetében jelentős aktivitás-változást tapasztaltunk a szennyezetlen kontroll talajhoz képest (13-17. ábrák).

A *glükóz 6-foszfát-dehidrogenáz* (G6PDH) aktivitása a kontroll növények gyökér és levél kivonataiban nem érte el a detektálható szintet (13. ábra).

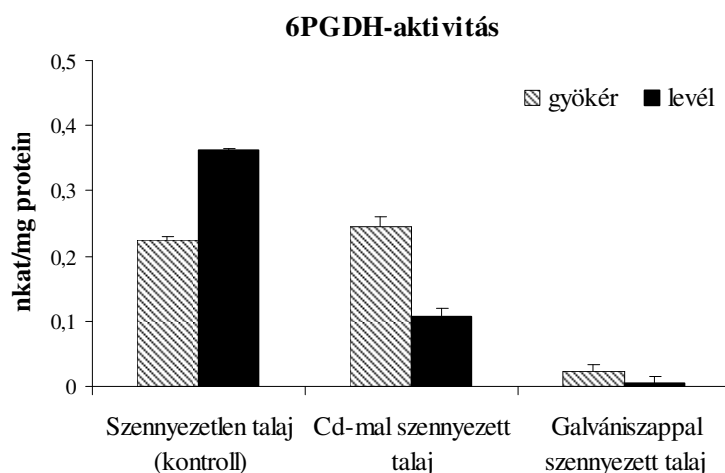


13. ábra: A glükóz 6-foszfát-dehidrogenáz (G6PDH) enzim aktivitásának változása a levélcikória gyökérben és a levélben a talaj kadmium- és galvániszap-szennyeződésének hatására a kontrollhoz képest. $n=4$.

Mivel ugyanezt tapasztaltuk a galvániszappal szennyezett talajon nevelt növényekben, feltételezhető, hogy ez a kezelés nem eredményezte az enzim aktivitásának növekedését, bár nem zárható ki a gátlás lehetősége sem. Jelentősen nagyobb és jól mérhető aktivitást mutatott

viszont a kontrollhoz képest a Cd-kezelt növények enzimkivonata (13. ábra). Ez az érték nem viszonyítható a kontrollhoz, így csak annyi állapítható meg, hogy a gyökérben mérhető aktivitás mintegy másfélszerese volt a levélben mérhető értéknek.

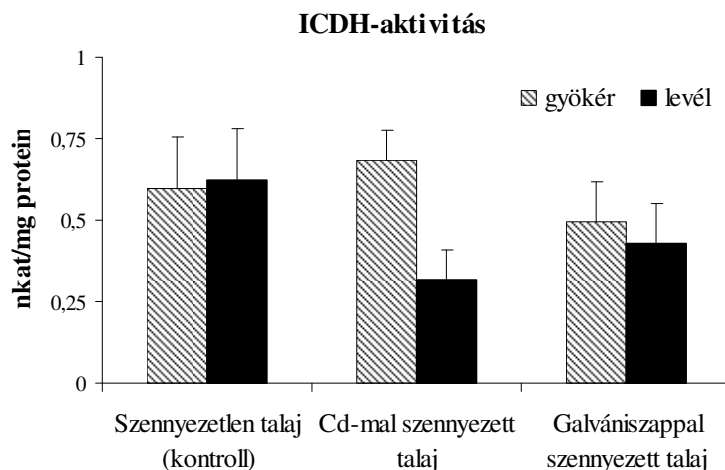
A 6-foszfoglükonát-dehidrogenáz (6PGDH) enzim aktivitása a levelekben jelentősen lecsökkent mind az 50 mg kg⁻¹ Cd-kezelés, mind a galvániszappal szennyezett talaj esetén (14. ábra).



14. ábra: A 6-foszfoglükonát-dehidrogenáz (6PGDH) enzim aktivitásának változása a levélcikória gyökérben és a levélben a talaj kadmium- és galvániszap-szennyeződésének hatására a kontrollhoz képest. n=4.

Az 50 mg kg⁻¹ Cd jelenlétében a levelekben mérhető aktivitás kevesebb, mint harmadára csökkent, míg a galvániszappal szennyezett talajon nevelt növények levél-kivonataiban a detektálási küszöb alá esett. Ez az eredmény arra utal, hogy a galvániszapban található nehézfémek (32. táblázat) együttesen erősebb gátló hatást gyakorolnak az enzimre, mint a Cd egymagában. A gyökerek vonatkozásában érdekes jelenség, hogy a Cd-kezelés hatására az enzim aktivitásában számottevő változás nem volt detektálható. A galvániszap-szennyezés hatására azonban az enzim aktivitása drasztikusan csökkent. A gátlás mértéke elérte a 90 %-ot. Ez szintén arra utal, hogy a galvániszapban a kadmium mellett előforduló egyéb nehézfém-szennyezők sokkal erőteljesebb gátló hatást gyakorolnak a 6PGDH aktivitására, mint a Cd önmagában.

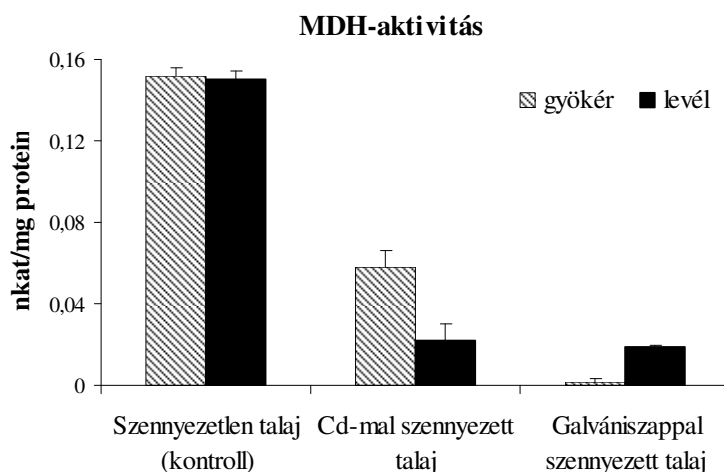
Az izocitrát-dehidrogenáz (ICDH) enzim aktivitása – bár mutat eltérést a kontrollhoz képest, mind az 50 mg kg⁻¹ Cd kezelés, mind pedig a galvániszappal szennyezett talaj esetén – a többi enzim aktivitásához képest a legkiegyensúlyozottabbnak tűnik (15. ábra).



15. ábra: A izocitrát-dehidrogenáz (ICDH) enzim aktivitásának változása a levélcikória gyökérben és a levélben a talaj kadmium- és galvániszap-szennyeződésének hatására a kontrollhoz képest. $n=4$.

A levélben a kontrollhoz képest 50 %-kal csökkent az aktivitás az 50 mg kg^{-1} Cd-mal kezelt talajon nevelt növények esetében, a galvániszappal szennyezett talaj esetén pedig mintegy 30 %-os gátlás regisztrálható. A gyökerekben az 50 mg kg^{-1} -os Cd-kezelés hatására az enzim aktivitása kissé (15%-kal) megnőtt a kontrollhoz képest. A galvániszappal szennyezett talajon nevelt növények gyökerében az enzimaktivitás közel 20 %-kal lecsökkent.

A malát-dehidrogenáz (MDH) enzim aktivitása mindkét alkalmazott kezelésre érzékenyen reagálva jelentősen csökkent (16. ábra).

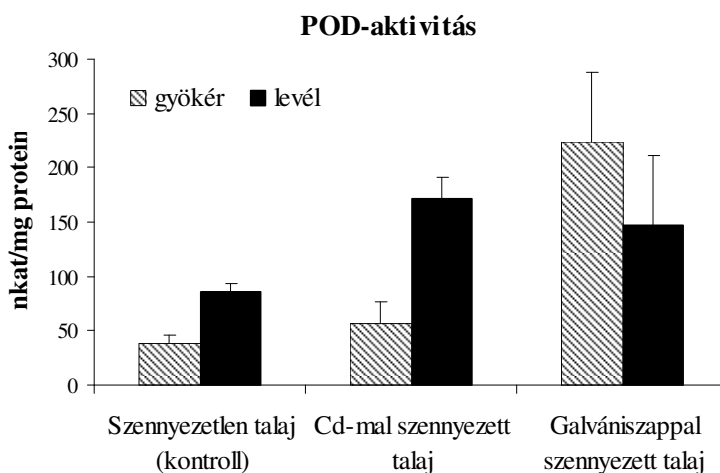


16. ábra: A malát-dehidrogenáz (MDH) enzim aktivitásának változása a levélcikória gyökérben és a levélben a talaj kadmium- és galvániszap-szennyeződésének hatására a kontrollhoz képest. $n=4$.

A levélben és a gyökérben mérhető aktivitások gyakorlatilag azonosak voltak a kontroll növényben. Az 50 mg kg^{-1} kadmium-kezelés hatására az aktivitás a levélben a kontroll 15 %-

ára, a gyökérben 38 %-ára csökkent. Ennél még erősebb gátló hatást gyakorolt az enzimre a galvániszappal szennyezett talaj. A levélben az aktivitás mértéke alig haladta meg a kontroll 10 %-át, míg a gyökérben az aktivitás a kimutatási határ alá csökkent.

A vizsgált enzimek között a *peroxidáz* (POD) volt az egyetlen, amelynél az enzimaktivitás növekedését tapasztaltuk mindkét kezelés eredményeként (17. ábra).



17. ábra: A peroxidáz (POD) enzim aktivitásának változása a levélcikória gyökérben és a levélben a talaj kadmium- és galvániszap-szennyeződésének hatására a kontrollhoz képest. n=4.

Az 50 mg kg⁻¹ Cd hatására a levélben az aktivitás kétszeresére, míg a gyökérben 45 %-kal nőtt. A galvániszappal szennyezett talajon nevelt növényekben mért aktivitás növekedésének mértéke a levelekben 72 %, míg a gyökérben sokkal jelentősebb 477 % volt.

Az elvégzett tenyészedényes kísérlet eredményei alapján kijelenthetjük, hogy a levélcikória a Cd-szennyezés reaktív indikátorának tekinthető, mivel a legjelentősebb anyagcsere-utak reprezentatív enzimeinek az aktivitása jelentősen megváltozott a kezelések hatására. A Cd hajtásokba való áthelyeződése elérte a felvett kadmium 50 %-át, jelentősen meghaladva a más növényfajban mások által mért 1,5-3 %-os mértéket (ADRIANO, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; HEGEDÜS et al., 2001). A peroxidáz enzim aktivitásának általunk is tapasztalt emelkedése a gyökerekben és a levelekben általános stressz-válasznak tekinthető (BYL et al., 1994; LAGRIFFOUL et al., 1998; MOCQUOT et al., 1996). A glükóz 6-foszfát-dehidrogenáz, 6-foszfoglükonát-dehidrogenáz, izocitrát-dehidrogenáz és a malát-dehidrogenáz MDH enzimek esetében tapasztalt aktivitás csökkenés szintén összhangban van a korábbi megfigyelésekkel (LAGRIFFOUL et al., 1998; MOCQUOT et al., 1996), bár ezen enzimek vonatkozásában már több esetben beszámoltak enzimindukcióról is (VAN ASSCHE és CLIJSTERS, 1990).

A negyedik tenyészedényes kísérletünkben megvizsgáltuk, hogy a levélcikória alkalmas-e arra, hogy egy települési szennyvíziszap komposztal a talajba került nehézfémek mennyiségét is jelezze és mérje.

A 34. táblázat a tenyészedényes kísérletekhez felhasznált szennyezetlen barna erdőtalaj és a növekvő tömegarányban hozzákevert nyíregyházi szennyvíziszap komposzt „összes” és „felvehető” nehézfém-tartalmát mutatja be.

34. táblázat: Szennyezetlen barna erdőtalaj és a szennyvíziszap komposzt nehézfém-tartalma a tenyészedényes kísérlet beállítása előtt (Nyíregyháza, 1997).

Nehézfém (mg kg ⁻¹)	Szennyezetlen talaj	Szennyvíziszap komposzt	Szennyezetlen talaj	Szennyvíziszap komposzt
	„Összes” ¹		„Felvehető” ²	
Cd	0,7	1,5**	0,1	0,7*
Co	5,6*	3,3	1,3**	0,9
Cr	14,1	22,6**	0,1	2,0**
Cu	15,7	65,3**	6,8	18,8**
Mn	519**	292	367**	224
Ni	14,2	14,9	2,9	3,1
Pb	9,2	57,7**	6,3	39,1**
Zn	49,7	489**	10,2	162**

¹cc. HNO₃+ cc. H₂O₂ roncsolatban mért elemkészlet, ²NH₄-acetát+H₄EDTA-oldható elemkészlet LAKANEN és ERVIÖ (1971) szerint. Student féle t-próba. *: P<0,05 vagy **: P<0,001 szinten szignifikáns a különbség a szennyezetlen talajban és a szennyvíziszap komposztban mért értékek között. n=3.

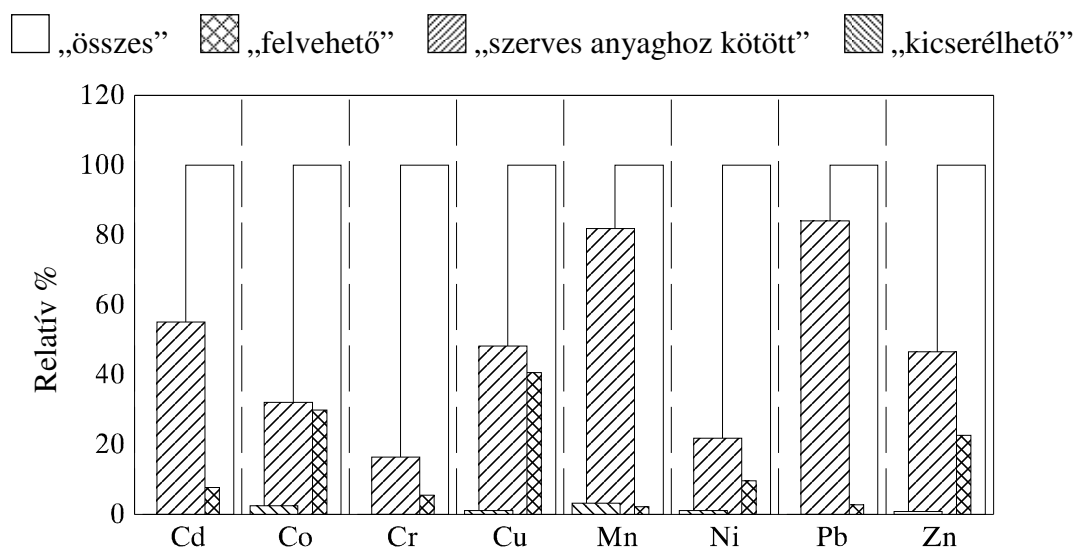
E kísérletben is bebizonyosodott, hogy a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt viszonylag szennyezetlen nehézfémekkel, viszont a szennyezetlen talajénál szignifikánsan nagyobb „felvehető” nehézfém-tartalmak alapján feltételeztük, hogy ezek a fémek a levélcikória jelzőnövénybe is bekerülnek.

Azt is megvizsgáltuk, hogy a legfontosabb nehézfémek milyen arányban (relatív %) vannak jelen a szennyezetlen talajban, illetve a települési szennyvíziszap komposztban a „kicszerélhető”, „szerves anyaghoz kötött” és „felvehető” frakciókban az „összes” nehézfém-tartalmat 100 %-nak véve. Az eredményeket a 18. és 19. ábrán mutatjuk be.

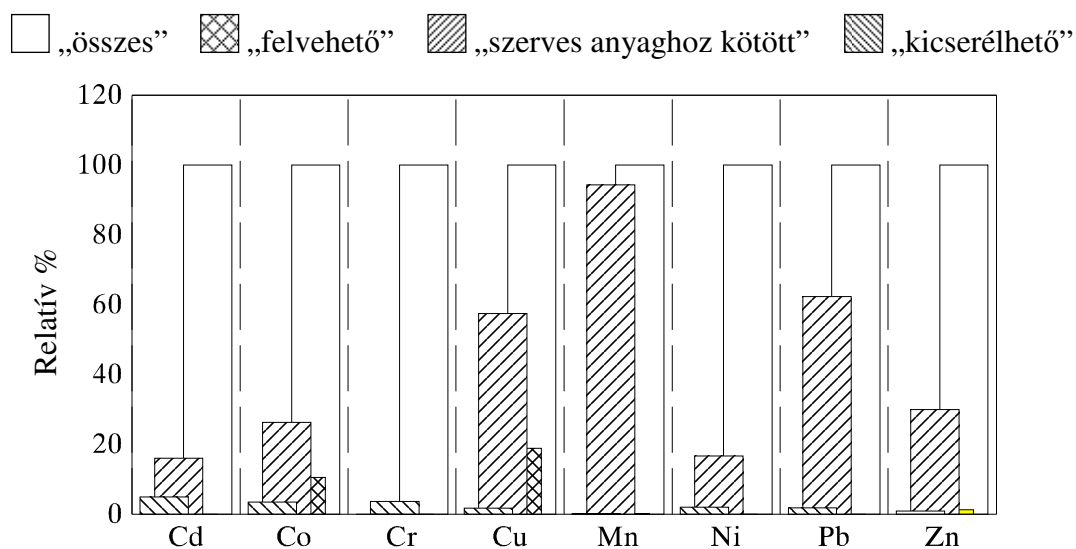
A szennyvíziszap komposztban a vizsgált nehézfémek nagyobb arányban voltak jelen a szerves anyaghoz kötve, illetve nagyobb hányaduk volt a növények által „felvehető” formában, mint a szennyezetlen talajban (18. ábra). A szennyezetlen talajban viszont a fémek nagyobb hányada található a „kicszerélhető” frakcióban, mint a szennyvíziszap komposztban (19. ábra).

Mi nagyobb arányban találtuk a nehézfémeket a szerves anyaghoz kötve, és kisebb arányban kicszerélhető formában, mint HENRY és HARRISON (1992) egy 2 éves települési szennyvíziszap komposztban. A szennyvíziszap szerves anyaga gyengén köti a mangánt és a

cinket, közepesen köti a kadmiumot, nikkelt és a kobaltot, és nagyon erősen köti a krómot és az ólmot (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992). Feltételeztük tehát, hogy a szennyvíziszap komposztból is ilyen „sorrendben”, illetve arányban kerülnek be a fenti nehézfémek a levélcikória jelzőnövényünkbe.

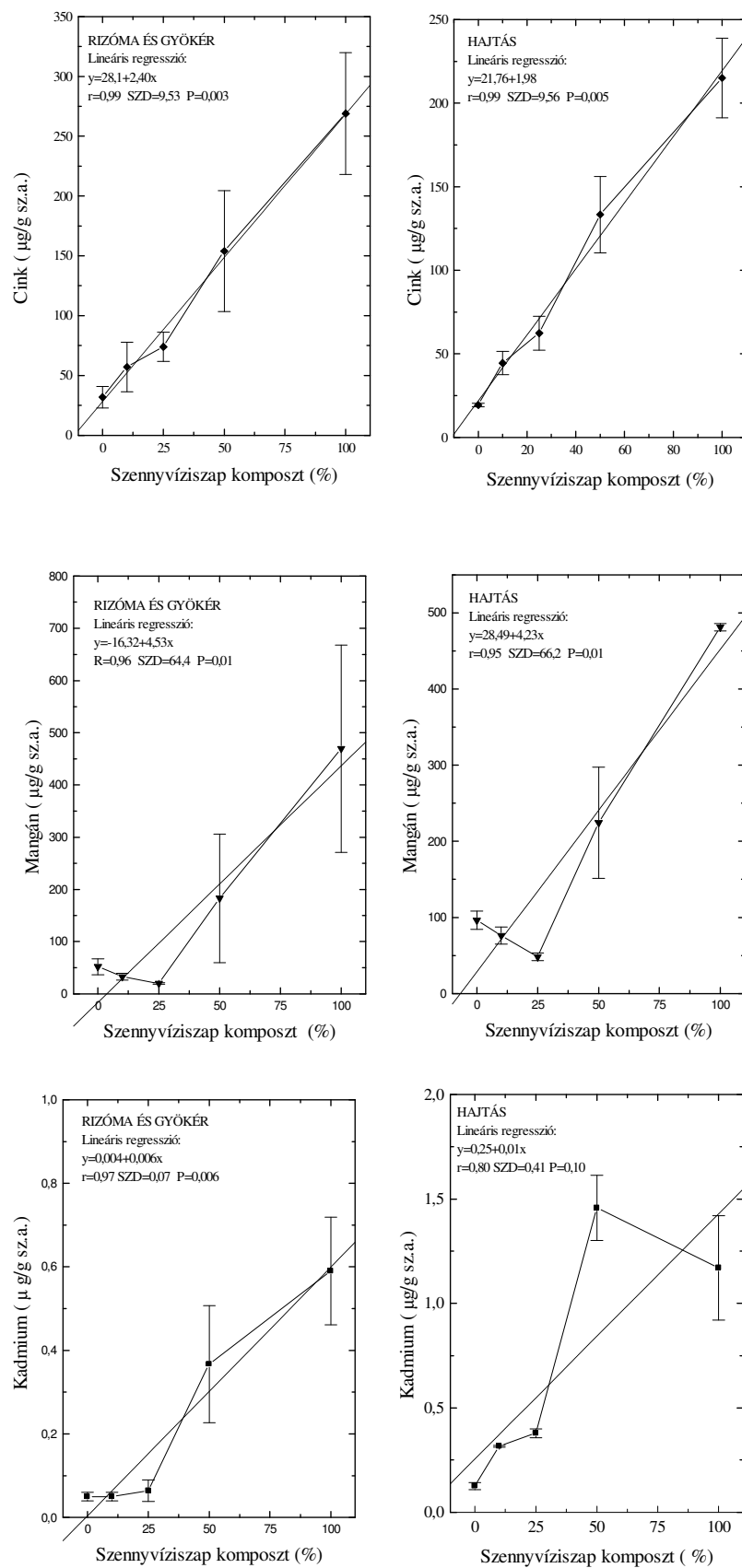


18. ábra: Nehézfémek eloszlása a szennyvíziszap komposzt egyes frakcióiban.

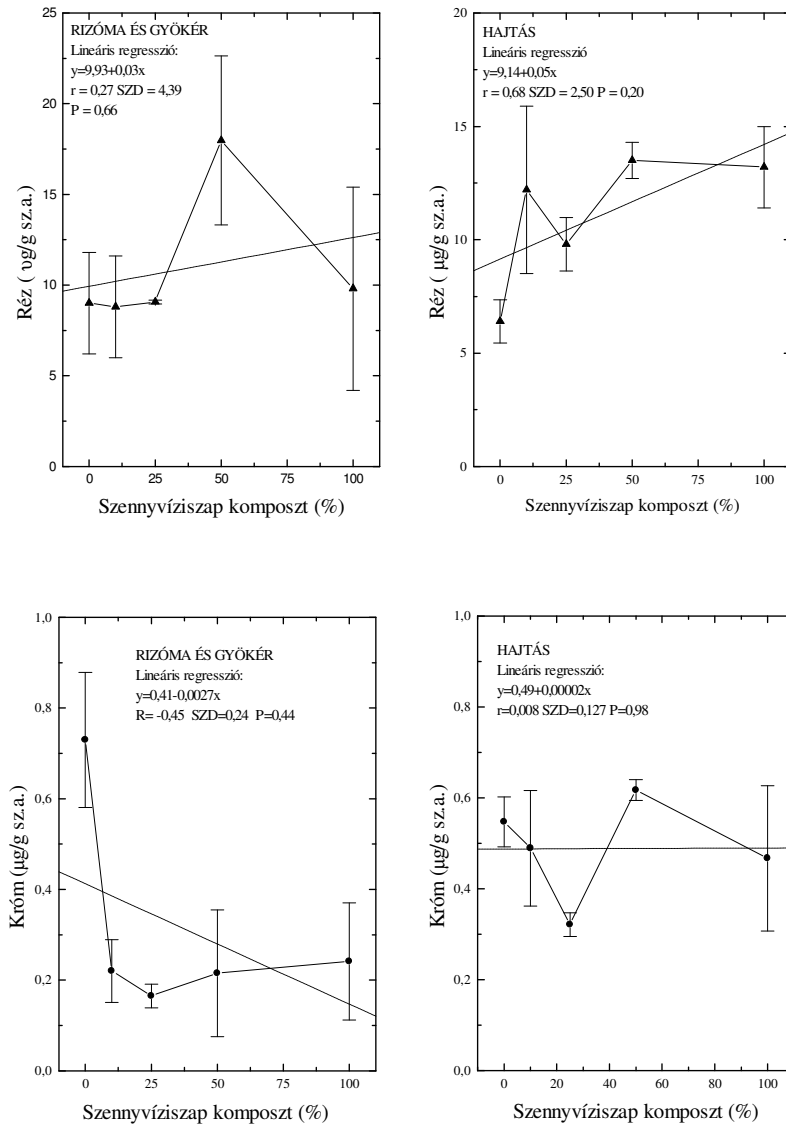


19. ábra: Nehézfémek eloszlása a szennyezetlen barna erdőtalaj egyes frakcióiban.

A 20-21. ábrákon a talaj–szennyvíziszap komposzt keveréken nevelt levélcikória rizómájának és gyökerének, illetve hajtásának nehézfém-akkumulációját mutatjuk be, az SZD értékét 5%-os valószínűséggel adtuk meg.



20. ábra: Levélcikória (cv. Wild) cink- mangán- és kadmiumakkumulációja szennyvíziszap komposztal szennyezett talajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1994).



21. ábra: Levélcikória (cv. Wild) réz- és krómakkumulációja szennyvíziszap komposztal szennyezett talajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1994).

A kijuttatott szennyvíziszap komposzt mennyiségével (vagyis a szennyvíziszap komposztal a talajba került nehézfémek mennyiségével) egyenes arányban, szignifikánsan nőtt a levélcikória rizómájának és gyökerének, illetve hajtásának cink-, mangán- és kadmiumtartalma (20. ábra).

A levélcikória a szennyvíziszap komposztal a talajba jutott nehézfém-többséget réz és króm esetén nem jelezte (21. ábra). A növények Co-, Hg-, Ni- és Pb-tartalma a növényekben a kimutatási határ alatt volt, fitoindikációról tehát e fémek esetén ez esetben nem beszélhetünk.

BARBERA (1987) szoros kapcsolatot talált egy szennyvíziszap komposztal kezelt talajban a „felvehető” cinktartalom és a silókukorica cinkfelvételének mértéke között. Eredményeink levélcikória esetén is megerősítik ezt a megfigyelést, mely a cink mellett a mangánra is

igaznak bizonyult. E két fém volt ugyanis a legnagyobb mértékben jelen a szennyvíziszap komposzt „felvehető” frakciójában (34. táblázat), és e két fém került be a legnagyobb mennyiségben a levélcikória jelzőnövény szerveibe (20. ábra).

A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt 10 %-os tömegarányban a talajhoz keverve serkentette a levélcikória hajtásának szárazanyag-hozamát, 50 %-nál nagyobb mennyiségben azonban már más gátló hatást fejtett ki a szárazanyag-produkcióra (SIMON et al., 1997).

4.4. NEHÉZFÉMEKKEL SZENNYEZETT TALAJOK FITOREMEDIÁCIÓJA

A fitoremediációt vizsgáló kutatásaink során a nehézfémek szennyezett talajból és vízből történő eltávolítását, illetve bányameddőben történő immobilizálását tanulmányoztuk. A következő fejezetekben az ún. passzív, indukált és folyamatos fitoextrakciós, rizofiltrációs és fitostabilizációs kísérleteink eredményeit mutatjuk be.

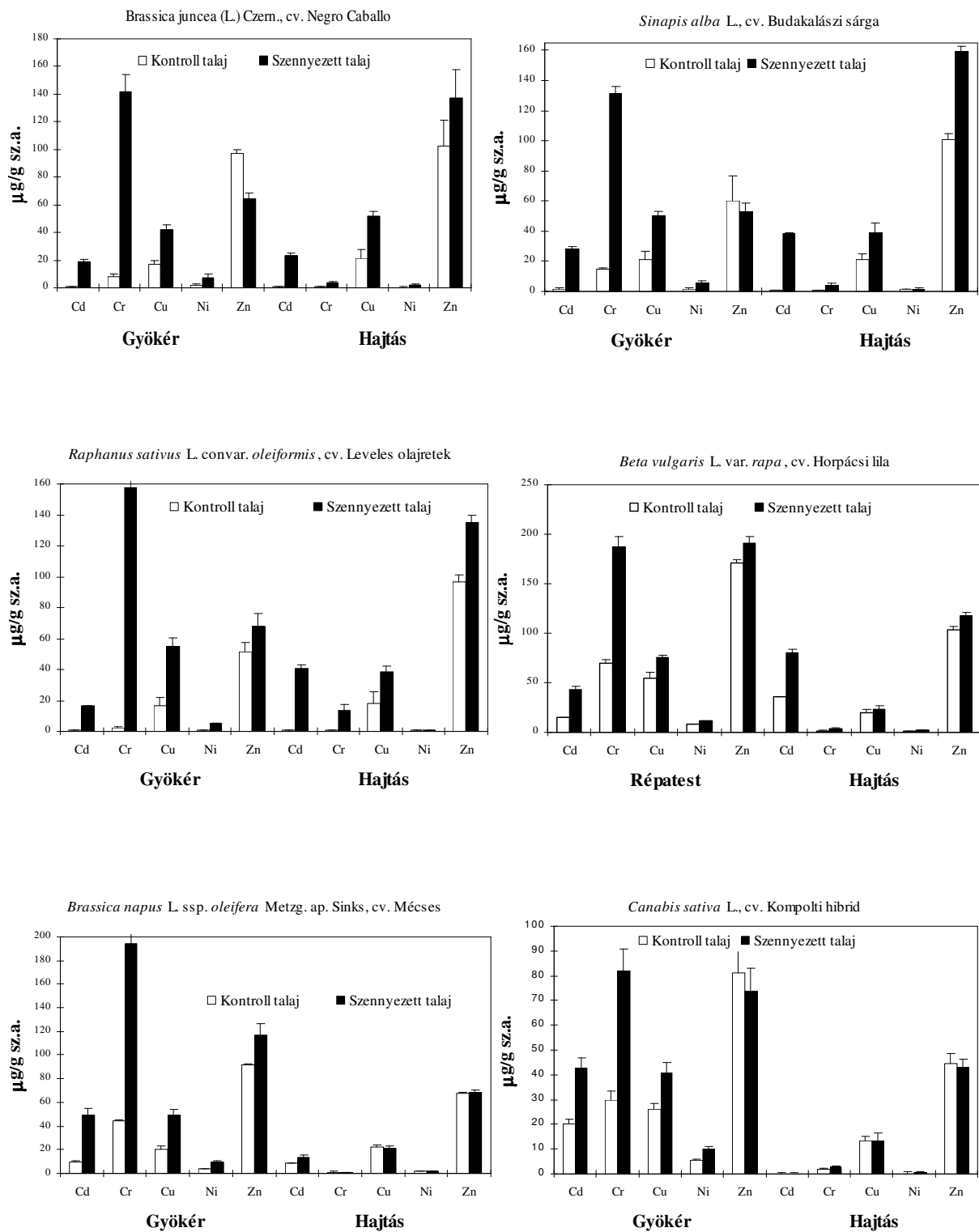
4.4.1. Mezőgazdasági növényfajok passzív nehézfém fitoextrakciója

A 35. táblázatban a szennyezetlen és a galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj nehézfém-tartalmát mutatjuk be. A 22-23. ábrákon azt szemléltetjük, hogy ezekből a talajokból a hét megvizsgált növényfaj mennyi nehézfémet akkumulált. A szennyezett talajokban jelen lévő fémek közül valamennyi bekerült a növényekbe, mivel a gyökerekben és a hajtásokban mért nehézfém-tartalom általában nagyobb volt, mint a kontroll, szennyezetlen talajon termesztett növényekben.

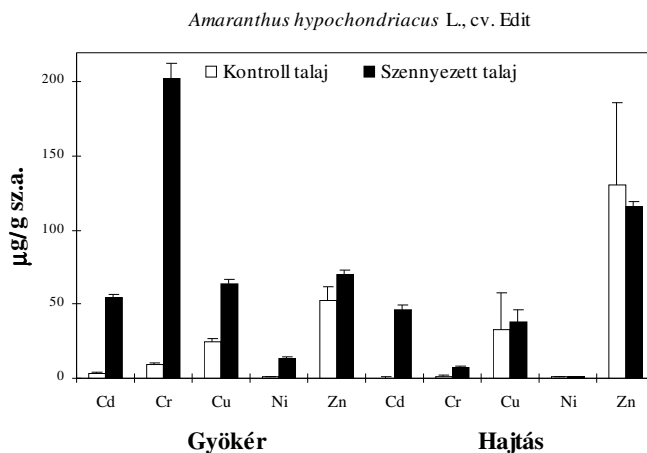
35. táblázat: A szennyezetlen és a galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj „összes”¹ nehézfém-tartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1997).

Talajok	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	mg kg ⁻¹				
Szennyezetlen talaj	1,3	19,2	14,7	9,3	51,0
Galvániszappal szennyezett talaj	29,9	247	100	56,7	117
	*	*	*	*	*

¹cc. HNO₃+cc. H₂O₂ roncsolatban mért elemkészlet. Student féle t-próba. *: P<0,001 szinten szignifikáns a különbség a szennyezetlen és a szennyezett talajban mért értékek között. n=3.



22. ábra: Szareptai mustár, fehér mustár, takarmányretek, tarlórépa, káposztarepce és kender nehézfém-akkumulációja szennyezetlen és galvániszappal szennyezett barna erdőtalajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1997).



23. ábra: Amaránt nehézfém-akkumulációja szennyezetlen és galvániszappal szennyezett barna erdőtalajból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1997).

Ezúttal is beigazolódott, hogy a talajból a kadmium könnyen bekerül a növényekbe (2.3.2. fejezet), és jelentős része átszállítódik a gyökerekből a hajtásokba. A kadmium a galvániszappal szennyezett talajból a legnagyobb mértékben ($81 \mu\text{g g}^{-1}$) a tarlórépa hajtásába került be (22. ábra).

A króm a talaj-növény rendszerben és a növényen belül általában nem mozog (2.3.3. fejezet). Valamennyi növény gyökere viszonylag sok krómot ($80\text{--}200 \mu\text{g g}^{-1}$) akkumulált, a hajtásokba viszont már csak igen kis mennyiség szállítódott át ebből a fémből.

A réz a cinkhez hasonlóan esszenciális mikroelem (2.3.5. fejezet), tehát aktív transzporttal kerül be a gyökereken át a növényekbe. Az aktív transzportot jelzi az is, hogy a szennyezetlen és szennyezett talajon termesztett teszt növények cinkfelvételében nem voltak olyan nagy különbségek, mint pl. a kadmium esetén. A gyökerekben a legnagyobb réz- ($75 \mu\text{g g}^{-1}$) és cinktartalmat ($191 \mu\text{g g}^{-1}$) a tarlórépa répagyökerében mértük. A hajtásban a legnagyobb réztartalmat ($52 \mu\text{g g}^{-1}$) a szareptai mustárban, a legnagyobb cinktartalmat ($150 \mu\text{g g}^{-1}$) pedig a fehér mustárban találtuk (22. ábra).

A növények nikkelfelvétele kismértékű volt, még a gyökerek nikkeltartalma sem tükrözte vissza a galvániszappal szennyezett talaj nikkelszennyeződését (22-23. ábra). Ezúttal sem tudtuk tehát igazolni azt, hogy a nikkel a talajokban elég mozgékony, és a növényekbe is bekerül (2.3.4. fejezet).

A galvániszappal szennyezett talajból bekerült viszonylag nagy nehézfém-mennyiségek ellenére egyik vizsgált növényfaj szárazanyag-hozama sem csökkent le szignifikáns mértékben (nem közölt adatok), és fitotoxicitásra utaló tüneteket sem figyeltünk meg.

* Valamennyi adat szárazanyagra vonatkozik.

A növények fitoextrakciós (nehézfémeket a talajból eltávolító) képességét oly módon is kiszámoltuk, hogy összeadtuk a gyökerekbe, hajtásokba, illetve a teljes növénybe bekerült kadmium-, króm-, réz-, nikkel- és cinktartalmakat (SIMON et al., 1998).

Összeadva mind az öt vizsgált nehézfém mennyiségét megállapítottuk, hogy a legtöbb fém a tarlórépa, repce, illetve az amaránt gyökerébe került be. Itt az összehézfém-tartalom 400-450 $\mu\text{g g}^{-1}$ között változott. A hajtásokban mért összehézfém-tartalom ennek kb. a fele volt, és 200-250 $\mu\text{g g}^{-1}$ között volt 1 gramm növényi szárazanyagra vetítve, kivéve a kender és a repcét, ahol kisebb összmenyiségeket mértünk.

Összeadva a gyökerekben és a hajtásokban mért nehézfém-mennyiségeket, kiderült, hogy a legtöbb fém a szennyezett talajból a tarlórépába (667 $\mu\text{g g}^{-1}$), ill. az amarántba (613 $\mu\text{g g}^{-1}$) került be. A tarlórépa nehézfém-akkumulációja a szennyezetlen talajból is a legnagyobb volt.

A betakarított növények szárazanyag-hozamát megszorozva a nehézfém-tartalommal a talajból kivont nehézfémek összmenyiségét is kiszámítottuk a gyökérben, a hajtásban és a teljes növényben (SIMON et al., 1998).

A gyökerekben mért összehézfém-mennyiség ezúttal is a legnagyobb a tarlórépában volt (100 $\mu\text{g g}^{-1}$), ezt követte a repce (84 $\mu\text{g g}^{-1}$), és az amaránt (80 $\mu\text{g g}^{-1}$). A hajtásokban szintén a tarlórépában mértük a legnagyobb felvett nehézfém összmenyiséget (118 $\mu\text{g g}^{-1}$), melyet a szareptai mustár (79 $\mu\text{g g}^{-1}$), és a fehér mustár (77 $\mu\text{g g}^{-1}$) követett. A teljes növényre vonatkozóan a bekerült nehézfémek összmenyisége a tarlórépában (218 $\mu\text{g g}^{-1}$) és az amarántban (151 $\mu\text{g g}^{-1}$), volt a legnagyobb.

Figyelembe véve azt, hogy a gyakorlatban kivitelezett fitoextrakció során a hajtásokat sokkal könnyebb betakarítani, mint a gyökereket, kiderült, hogy a hét megvizsgált növényből a *Brassicaceae* családba tartozó fajok (tarlórépa, szareptai mustár, fehér mustár) vették fel a legtöbb nehézfémet hajtásukban a szennyezett talajból. Ez a tendencia azonban szabadföldi körülmények között más lehet, tekintettel arra, hogy a kender vagy az amaránt kisebb nehézfém-akkumulációját a keresztesvirágúaknál jóval nagyobb hozam (biomassza) ellensúlyozhatja.

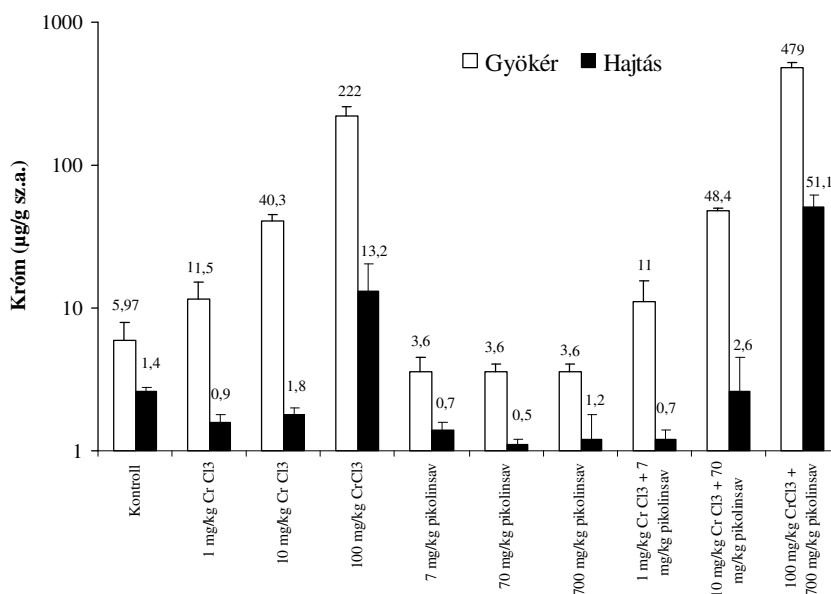
Valamennyi megvizsgált növényfajban működött az ún. „gyökérszűrő”, mely egyes fémek (pl. króm, nikkel) esetén megakadályozta, hogy a könnyen betakarítható hajtásba jelentős mennyiségű nehézfém kerüljön át. Eredményeink megerősítik Kádár és munkatársai (KÁDÁR, 1995; KÁDÁR és PROKISCH, 2000; KÁDÁR et al. 2000ab; KÁDÁR, 2001; KÁDÁR és HUSSEIN, 2001; KÁDÁR et al., 2001abc; KÁDÁR, 2003; KÁDÁR és HUSSEIN, 2003; KÁDÁR et al., 2003; KÁDÁR és KASTORI, 2003; KÁDÁR és PÁLVÖLGYI, 2003) ez irányú megfigyeléseit, akik az 1991-ben Nagyhörcsökön beállított szabadföldi nehézfém-terheléses tartamkísérletben több

termesztett növényen (burgonya, kukorica, sárgarépa, borsó, búza, spenót, cékla, borsó, őszi árpa, sóska, mák, repce, napraforgó) tanulmányozták, hogy a hajtásokba mennyi fém kerül be a szennyezett talajból. Tapasztalataik szerint a szennyezett talajon termesztett növények hajtásában megnő ugyan a nehézfém-tartalom (köztük az általunk is vizsgált Cd, Cr, Cu, Ni és Zn), de a talajból kivont nehézfémek mennyisége egyik növény esetén sem túl nagy. Kádár szerint ahhoz, hogy egy nehézfémekkel mérsékelt szennyezett talaj (amin a növények nem pusztulnak el) nehézfém-tartalmát a határértékek közelébe tudjuk csökkenteni, több évtizeden keresztül kellene a területen mezőgazdasági növényeket termeszteni. A keletkezett fémekkel enyhén szennyezett biomassza ártalmatlanítása újabb környezetvédelmi problémákat okozna.

Hasonló következtetésekre jutottak világszerte a kutatók, ezért a passzív fitoextrakciót vizsgáló kutatások újabban a mezőgazdasági növények helyett az intenzíven növény, nagy biomasszát képező fa- (nyárfa, fűzfa) és nádfajok vizsgálatára irányulnak (CZAKÓ et al., 2005; PEUKE és RENNEBERG, 2005; PULFORD és WATSON, 2003; TLUSTOS et al., 2005).

4.4.2. Krómmal szennyezett talaj indukált fitoextrakciója pikolinsavval

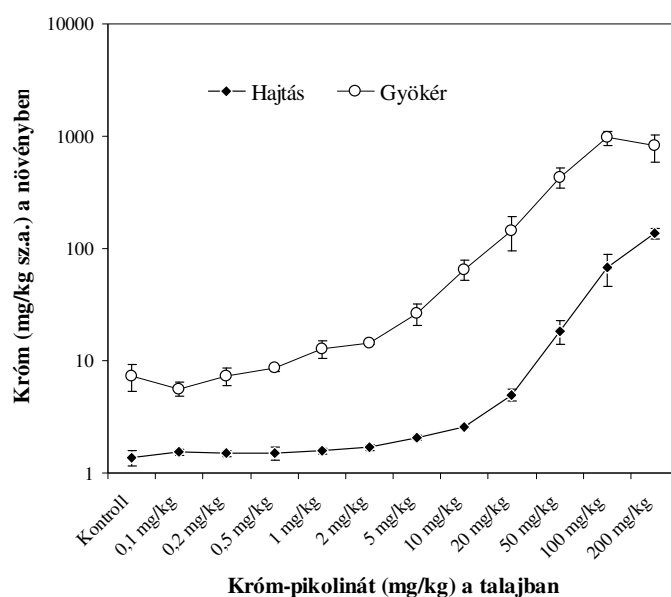
Az első tenyészedényes kísérlet 8 hete alatt a talajban átlagosan 20-30 %-al csökkent a kimérhető „összes” krómtartalom (nem közölt adatok). A legnagyobb mértékű csökkenést akkor tapasztaltuk, ha a talajt $100 \text{ mg kg}^{-1} \text{ CrCl}_3$ -al és egyidejűleg 700 mg kg^{-1} pikolinsavval, vagy 200 mg kg^{-1} króm(III)-pikolináttal kezeltük. Mindez részben a kimosódással, részben pedig a növényi felvétellel magyarázható. A 24. ábrán mutatjuk be a takarmányretek-kultúrák krómfelvételét.



24. ábra: Takarmányretek krómfelvétele (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1999).

A kontroll kultúrák gyökerében és hajtásában kevés króm akkumulálódott. Ez az érték fokozatosan megnőtt, ha a talajba króm(III)-kloridot juttattunk ki, a pikolinsav önmagában kijuttatva azonban nem befolyásolta a növények krómfelvételét. Ha a talajba egyidejűleg juttattuk ki a CrCl_3 -ot és a pikolinsavat, a felvett krómtartalom tovább nőtt, és meghaladta azon értékeket, melyeket a CrCl_3 önmagában történt kijuttatása esetén mértünk 100 mg kg^{-1} dózisznál.

Amennyiben a talajba 11 koncentráció gradiensben króm(III)-pikolinátot juttattunk ki, a gyökerek és a hajtások krómfelvétele fokozatosan nőtt, és elérte a $677 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ -ot a gyökérben és a $137 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ -ot a hajtásban (25. ábra).



25. ábra: Takarmányretek krómfelvétele króm(III)-pikolinát talajba juttatása esetén (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 1999).

Míg a 100 mg kg^{-1} CrCl_3 kezelés esetén $222 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ krómot mértünk a gyökerekben és $9,3 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ -ot a hajtásokban, addig ez az érték 100 mg kg^{-1} CrCl_3 és 700 mg kg^{-1} pikolinsav egyidejű kijuttatása esetén 479 és $51,1 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ volt, 100 mg kg^{-1} Cr(III)-pikolinát kezelés esetén pedig elérte a $901 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ értéket a gyökerekben és a $67,6 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ -ot a hajtásokban (24-25. ábra).

A talajban mért kémhatás ($\text{pH}(\text{KCl})=7,48$) értéke egyik kezelés után sem változott meg (nem közölt adatok), kizárhatjuk tehát, hogy a krómmobilizálást a kezelések miatt fellépő pH csökkenés okozta.

A fenti adatokból arra következtethetünk, hogy a Cr(III) ionok egy része a komplexképző pikolinsavval vízzoldható kelátot alkot a talajban. Ezt a vegyületet a növények jobban fel tudják venni, mint a szervesetlen króm(III)-sót. A kelátok által megkötött fémek elvesztik kation jellegüket, és így kevésbé vesznek részt a kémiai reakciókban. A kis molekulatömegű

fémkelátok általában vízoldhatóak, ezért a talaj–növény rendszerben mozgékonyak (ATHALYE et al., 1995).

Eredményeink megerősítik SHRIVASTAVA et al. (1999) és ATHALYE et al. (1995) megfigyeléseit, akik különféle szerves ligandumokkal mobilizálni tudták a szervesetlen Cr(III) ionokat a talajban. Elsősorban citromsav és oxálsav talajba juttatásával tudták a szervesetlen kötésű króm(III)-ionokat a paradicsomkultúra számára felvehetővé tenni, az aszparaginsav és a glutaminsav krómmobilizáló hatása kisebb mértékű volt (SHRIVASTAVA et al., 1999). Kísérletünkben a pikolinsav azonban – ellentétben a citromsavval és az oxálsavval – nemcsak a króm gyökerekbe kerülését, hanem a hajtásokba szállítódását is elősegítette.

A növények szárazanyag-hozama $100 \text{ mg kg}^{-1} \text{ CrCl}_3$ vagy 700 mg kg^{-1} pikolinsav talajba juttatása esetén már kissé csökkent. A legnyilvánvalóbb hozamcsökkenés akkor lépett fel, ha a $100 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cr(III)}$ -sót és a 700 mg kg^{-1} pikolinsavat együtt juttattuk ki a talajba (nem közölt adatok). Feltehetően ekkor már sérültek a sejtmembránok a gyökerekben, és a króm egy része passzív diffúzióval jutott fel a hajtásokba a gyökér vakuólumokban raktározott mennyiségekből (CARY et al., 1977a). Ha fokozatosan növeltük a talajba kijuttatott Cr(III)-pikolinát mennyiségét, 20 mg kg^{-1} mennyiség felett már fitotoxicitási tünetek alakultak ki a növényekben, és a szárazanyag-hozam is fokozatosan visszaesett (SIMON et al., 2001b). A krómmérgezésben szenvedő növények gyökerei barnásak és megvastagodottak, szárai lilásak, kisméretű levelei sötétzöldek voltak.

A második tenyészedényes kísérletben azt vizsgáltuk, hogy a pikolinsav képes-e mobilizálni a talajba különféle kötési formákban kijuttatott vagy szennyeződésként bejutott krómot, és az egyszer vagy többször megismételt pikolinsavas kezelés elősegíti-e a növények krómfelvételét. Több kutató is beszámolt arról, hogy az EDTE elősegítette a króm növényi hajtásokba történő áthelyeződését (ATHALYE et al., 1995; KIEKENS et al., 1987; MYTTENAERE és MOUSNY, 1974). MYTTENAERE és MOUSNY (1974) megállapították, hogy az ^{51}Cr -EDTE disszociálatlan formában kerül be a növényekbe. A pikolinsav fémmobilizáló hatását ezért az EDTE-val hasonlítottuk össze.

A 36. táblázatban azt mutatjuk be, hogy mennyi volt az „összes”, „felvehető” és „kicserélhető” krómmennyiség a talajokban a kísérlet befejezésekor, a 8 hetes takarmányretek vagy komatsuna nevelés után.

Általánosságban megállapíthatjuk, hogy az „összes” króm mennyiségének 10 %-a volt jelen a „felvehető” és kevesebb, mint 0,1 %-a a „kicserélhető” talajfrakcióban. Ez is alátámasztja azt a tényt, hogy nem szélsőséges talajparaméterek esetén a króm erősen kötődik

a talajkolloidokhoz és a mobilis, növények számára könnyen felvehető króm aránya a legtöbb talajban (gyakran a talajszennyeződés ellenére is) kicsi. (2.3.3. fejezet).

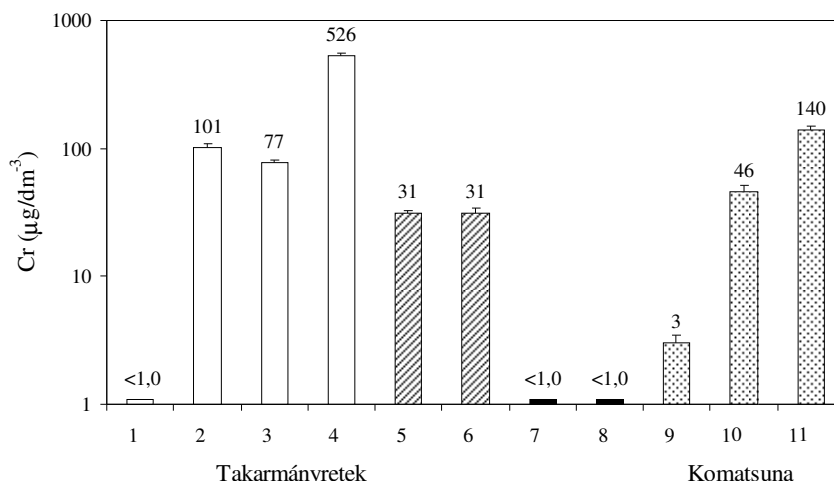
36. táblázat: Krómtartalmak a takarmányretek és komatsuna talajának különféle frakcióiban a tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2000).

Talaj	1. kezelés	2. kezelés	Növény- faj	„Összes” ¹ „Felvehető” ² „Kicserélhető” ³		
				Cr (mg kg ⁻¹)		
SZT	–	–	TR	10,5 ^a	k.h.a.	k.h.a.
SZT	10 mg kg ⁻¹ Cr	–	TR	19,2 ^{ab}	1,20 ^a	k.h.a.
SZT	10 mg kg ⁻¹ Cr	4x70 mg kg ⁻¹ PS	TR	20,4 ^{ab}	1,25 ^a	k.h.a.
SZT	–	4x10 mg kg ⁻¹ Cr-P	TR	39,0 ^b	3,56 ^b	0,11
SZT	100 mg kg ⁻¹ Cr	–	TR	109 ^a	8,43 ^a	k.h.a.
SZT	100 mg kg ⁻¹ Cr	1x700 mg kg ⁻¹ PS	TR	109 ^a	8,00 ^a	0,03 ^a
SZT	100 mg kg ⁻¹ Cr	1x700 mg kg ⁻¹ EDTE	TR	109 ^a	8,44 ^a	0,22 ^b
SZT	–	–	K	10,6 ^a	k.h.a.	k.h.a.
SZT	100 mg kg ⁻¹ Cr	–	K	109 ^b	9,00 ^a	k.h.a.
SZT	100 mg kg ⁻¹ Cr	1x700 mg kg ⁻¹ PS	K	109 ^b	9,46 ^a	0,16
SZT	2,5 % BSZÜ	–	TR	853 ^a	k.h.a.	k.h.a.
SZT	2,5 % BSZÜ	1x700 mg kg ⁻¹ PS	TR	1024 ^a	k.h.a.	k.h.a.
SZT	2,5 % BSZÜ	4x700 mg kg ⁻¹ PS	TR	1121 ^a	k.h.a.	k.h.a.
GSZT	–	–	TR	121 ^a	2,37 ^a	k.h.a.
GSZT	–	1x700 mg kg ⁻¹ PS	TR	124 ^a	2,38 ^a	k.h.a.
GSZT	–	4x700 mg kg ⁻¹ PS	TR	127 ^a	2,62 ^a	k.h.a.

¹cc. HNO₃+cc. H₂O₂; ²H₄EDTE+ammónium-acetát puffer; ³CaCl₂ kivonat. Tukey-féle b-próba. Adott kezeléscsoporton belül a különböző betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3. Rövidítések: SZT=szennyeztelen aplotalaj, GSZT=galvániszappal szennyezett talaj, BSZÜ=börgyári szennyvíz üledék, Cr-P: króm(III)-pikolinát, EDTE=etilén-diamin-tetraecetsav, TR=takarmányretek, K=komatsuna

Összehasonlítva a különféle kezeléseket megállapíthatjuk, hogy a kijuttatott krómmennyiségekkel arányosan nőtt az „összes” krómtartalom a talajokban, a „felvehető” frakcióban viszont mindez már nem tükröződik vissza. Ha azonban a talajba négy alkalommal 10 mg kg⁻¹ króm(III)-pikolinátot juttattunk ki, szignifikánsan megnőtt a „felvehető” krómtartalom. A többi esetben azonban sem az egyszeri, sem pedig a többszöri pikolinsav kijuttatás nem eredményezett ilyen hatást. A „kicserélhető” frakcióban a krómtartalom a legtöbb esetben a kimutatási határ alatt volt, kivéve az EDTE-kezelést, mely szignifikáns növekedést okozott (36. táblázat). A börgyári szennyvíz üledékből sok króm jutott a talajba, de csak az „összes” krómtartalmat emelte meg.

A 26. ábra a növények számára közvetlenül felvehető, talajoldatban mért krómkoncentrációkat szemlélteti.



26. ábra: Krómkoncentrációk a takarmányretek (1-8. kezelés) és komatsuna (9-11. kezelés) talajának különféle frakcióiban a tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2000). n=2.

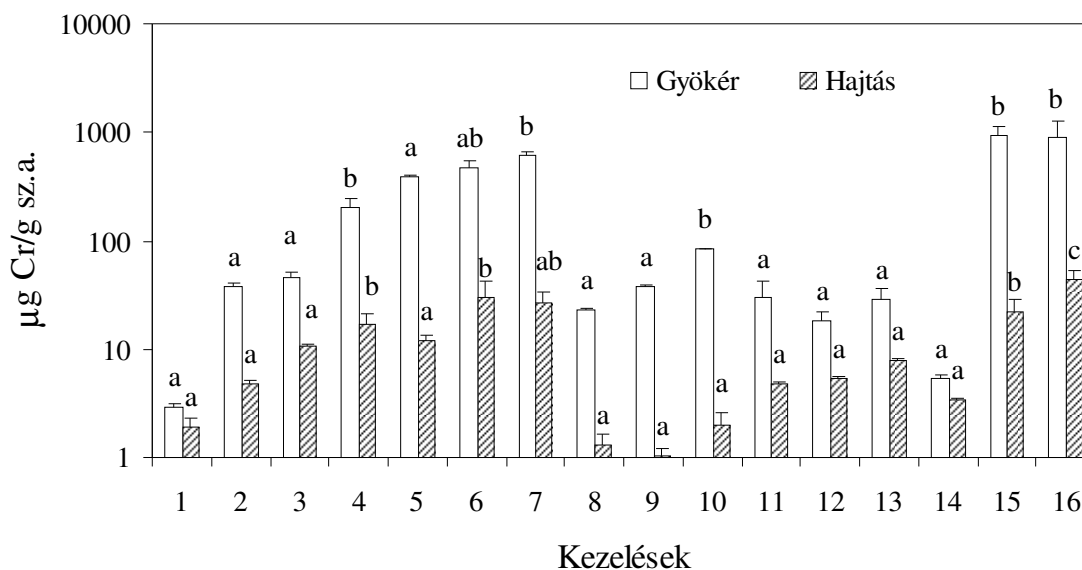
Kezelések: **1.** Szennyezetlen talaj (SZT), **2.** 100 mg kg⁻¹ Cr, **3.** 100 mg kg⁻¹ Cr+1x700 mg kg⁻¹ pikolinsav (PS), **4.** 100 mg kg⁻¹ Cr+1x700 mg kg⁻¹ EDTE, **5.** SZT+2,5 % bőrgyári szennyvíz üledék (BSZÜ), **6.** SZT+2,5 % BSZÜ+4x700 mg kg⁻¹ PS, **7.** Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT), **8.** GSZT+4x700 mg kg⁻¹ PS, **9.** Szennyezetlen talaj (SZT), **10.** 100 mg kg⁻¹ Cr, **11.** 100 mg kg⁻¹ Cr+1x 700 mg kg⁻¹ PS.

A korlátozott mennyiségben rendelkezésünkre álló talajminták miatt csak két ismételésre nyílt lehetőségünk. Az adatokból így is nyilvánvalóvá vált, hogy elsősorban az EDTE kijuttatás emelte meg a krómkoncentrációt a talajoldatokban. A 100 mg kg⁻¹ CrCl₃-al kezelt talajba történt egyszeri, 700 mg kg⁻¹-os pikolinsav kijuttatás eredményezett még viszonylag jelentős emelkedést a talajoldat krómmennyiségében komatsuna kultúra esetén. Az EDTE kijuttatás több nagyságrenddel megemelte a többi vizsgált fém (Cu, Fe, Mn, Mo és Zn) koncentrációját is a talajoldatban (SIMON et al., 2003). A bőrgyári szennyvíz üledékkel szennyezett talaj és a galvániszappal szennyezett talaj esetén a négyszeri pikolinsav kezelés elsősorban a mangánkoncentrációra gyakorolt ilyen hatást (SIMON et al., 2003).

A 27. ábra a takarmányretek és a komatsuna gyökerében és hajtásában mért krómtartalmakat szemlélteti a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.

Amennyiben a talajt mesterségesen 100 mg kg⁻¹ krómmal szennyeztük el, a későbbi pikolinsavas kezelés mindkét növényben szignifikánsan megemelte a hajtás krómtartalmát. Ez a hatás – az EDTE kijuttatáshoz hasonlóan – olyan drasztikusnak bizonyult, hogy a kezelések után 3 nappal a növények elpusztultak (15. fotó).

A pikolinsav talajba juttatása néhány esetben a növények réz-, mangán-, vas- és molibdénfelvételét és hajtásba történő áthelyeződését is serkentette (SIMON et al., 2003). Nem tekinthető tehát a pikolinsav specifikus, csak a krómot mobilizáló kelátképzőnek a talaj-növény rendszerben.



27. ábra: Krómtartalmak a takarmányretek (1-13. kezelés) és komatsuna (14-16. kezelés) gyökerében és hajtásában (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2000). Tukey-féle b-próba. Adott kezeléscsoporton belül a különböző betűindexet kapott azonos növényi szervekben mért értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Kezeléscsoportok: 1-4, 5-7, 8-10, 11-13, 14-16.

Kezelések: **1.** Szennyezetlen talaj (SZT), **2.** SZT+10 mg kg⁻¹ Cr, **3.** SZT+10 mg kg⁻¹ Cr+4x70 mg kg⁻¹ pikolinsav (PS), **4.** SZT+4x10 mg kg⁻¹ Cr(III)-pikolinát, **5.** SZT+100 mg kg⁻¹ Cr, **6.** SZT+100 mg kg⁻¹ Cr+1x700 mg kg⁻¹ PS, **7.** SZT+100 mg kg⁻¹ Cr+1x700 mg kg⁻¹ EDTE, **8.** SZT+2,5% börgyári szennyvíz üledék (BSZÜ), **9.** SZT+2,5% BSZÜ+1x700 mg kg⁻¹ PS, **10.** SZT+2,5% BSZÜ+4x700 mg kg⁻¹ PS, **11.** Galvániszappal szennyezett talaj (GSZT), **12.** GSZT+1x700 mg kg⁻¹ PS, **13.** GSZT+4x700 mg kg⁻¹ PS, **14.** Szennyezetlen talaj (SZT), **15.** SZT+100 mg kg⁻¹ Cr, **16.** SZT+ 100 mg kg⁻¹ Cr+1x700 mg kg⁻¹ PS.

Amennyiben az alaptalajt krómmal szennyezett börgyári szennyvíz üledékkel kevertük össze, a pikolinsav krómmobilizáló hatását csak többszöri kijuttatás után és lényegesen kisebb mértékben tapasztaltuk. A galvániszappal szennyezett talajban található krómot a többszöri pikolinsavas kezelés is csak kis mértékben mobilizálta, azonban itt is megfigyelhettük – tendenciaként – a hajtásba történő Cr áthelyeződés enyhe megemelkedését (27. ábra).

Kiszámoltuk a talajban és takarmányretek és komatsuna kultúrákban mért krómtartalom alapján a krómra vonatkozó koncentráció hányadosokat (KH) és transzport indexeket (TI) (ATHALYE et al., 1995; 3.8.2. fejezet). Ezek alapján is megállapítottuk, hogy a gyökérből a hajtásba irányuló krómáthelyeződés mértéke kicsi volt, a növény krómtartalmának csak néhány százaléka jelent meg a hajtásokban. Ezek az adatok is igazolták, hogy a pikolinsav krómmobilizáló hatása elsősorban a 100 mg kg⁻¹ Cr(III)-klorid kezelést kapott kultúrákban jelentkezett, ahol a $KH_{gyökér}$ értéke 390-ről 424-re, illetve a $KH_{hajtás}$ értéke 11-ről 28-re nőtt, a TI pedig 2,7-ről 6,2-re emelkedett a pikolinsav kijuttatás után (SIMON et al., 2003). Hatékony volt a króm hajtásba juttatása oly módon is, hogy a talajhoz négy alkalommal 10 mg kg⁻¹ króm(III)-pikolinátot adtunk, a KH és TI értékei ez esetben is jelentősen megemelkedtek

(SIMON et al., 2003). Ellentétben az előző kezeléssel ez esetben a növények nem pusztultak el, viszont az alsó pozíciójú idősebb levelek már klorotikusak voltak.

A növények szárazanyag-hozamát megvizsgálva megállapítottuk, hogy a talajok 10 mg kg⁻¹-os CrCl₃ kezelése nem gátolta a növények fejlődését, hasonlóan a 4x10 mg kg⁻¹-os króm(III)-pikolinát kijuttatáshoz (SIMON et al., 2003). A 100 mg kg⁻¹-os CrCl₃ kezelés már jelentős visszaesést okozott a szárazanyag-hozamban, és már az első pikolinsav vagy EDTE kijuttatás fitotoxikus tünetek kialakulását (vöröseslila száraz, szürkészöld felpöndörödött vagy elszáradt levelek), majd a növények elpusztulását okozta (15. fotó). Mindez egyértelműen a hajtásba feljutott krómnak tulajdonítható, mert a szennyezetlen talajba történt egyszeri 700 mg kg⁻¹-os pikolinsav kijuttatás nem volt mérgező hatású a növényekre (SIMON et al., 2001). A börgyári szennyvíz üledékkel kezelt, vagy a galvániszappal szennyezett talajon nevelt növények szárazanyag-hozama nem tért el a kontrollétól (SIMON et al., 2003).

Mérési eredményeink összhangban vannak azokkal a korábbi megfigyelésekkel, melyek szerint a króm elsősorban a szántóföldi növények és a zöldségfélék gyökerében dúsul fel (CARY et al., 1977ab; CHATTERJEE és CHATTERJEE, 2000; KAMBUROVA és RANKOV, 1995; LAHOUTI és PETERSON, 1979). A megvizsgált növények közül a káposztafélék (*Brassicaceae*) krómtartalma nagyobb az átlagnál, a szennyezetlen talajokon termesztett növények hajtásainak krómfelvétele általában azonban itt sem haladja meg a 10 µg g⁻¹-ot szárazanyagra vonatkoztatva. (KAMBUROVA és RANKOV, 1995; LAHOUTI és PETERSON, 1979). Mi a talajokba kijuttatott 100 mg kg⁻¹-nál több króm esetén mértünk a hajtásokban ennél nagyobb értékeket.

A két kísérlet alapján megállapítottuk, hogy az ún. indukált fitoextrakció során (2.6.1. fejezet, 3. ábra) a talajkolloidokhoz erősen kötődő króm egy része mobilizálható, amennyiben a növények talaját kelátképző szerrel, pikolinsavval kezeljük. A pikolinsav feltételezhetően vízdoldható Cr(III)-pikolinát komplexet alkot a krómmal a talajban, és ez elősegíti a króm hajtásba történő áthelyeződését. A komplex kialakulásának mértéke összefügg azonban a króm kötési formáival és a króm talajbéli mennyiségével, mivel a króm transzlokációja jóval nagyobb volt a krómsóval mesterségesen elszennyezett talajból, mint a börgyári szennyvíz üledékből vagy a más talajtulajdonságokkal rendelkező galvániszappal elszennyezett talajból, ahol a krómszennyeződés régen történt.

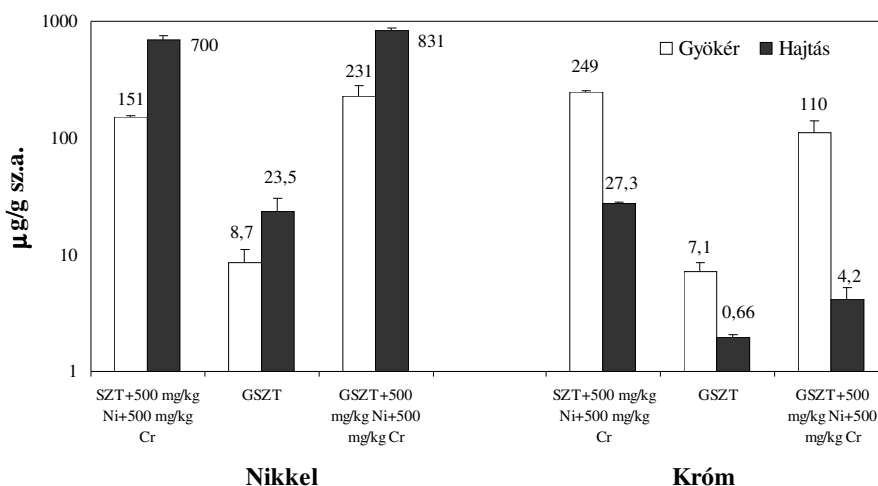
PROKISCH és munkatársai (2000a) különféle talajtípusokon felvett adszorpciós izotermái alapján megállapították, hogy a semleges vagy enyhén savanyú kémhatású talajokon a króm(III)-pikolinát oldhatósága jóval nagyobb, mint a króm(III)-kloridé. Feltételezésük szerint az oldható króm(III)-pikolinát komplex kialakulása lassú folyamat a talajban, és a

keletkezett kelát egy része megkötődik a talajkolloidokon. Feltételezhetően a megkötődés sebessége kisebb a keletkezés sebességénél, ezért – korlátozott ideig – a króm egy része vízdoldható, a növények számára felvehető formában van jelen a talajoldatban.

A fenti hipotézist alátámasztja, hogy kísérletünkben az EDTE (mely szintén mobilizálta a krómot) kezelés után több nagyságrenddel nagyobb volt a króm és más fémek koncentrációja a talajoldatban, mint a pikolinsavas kezelés után. A pikolinsav talajba juttatása esetén tehát kisebb a veszélye annak, hogy a mobilizált fémek elszennyezik a talajvizet. Mindez előnyös lehet a gyakorlatban kivitelezett indukált fitoextrakció során.

4.4.3. Nehézfémekkel szennyezett talaj folyamatos fitoextrakciója osztrák tarsókéval

Az osztrák tarsóka gyökerének és hajtásának szennyezett talajokból történő nikkel- és krómakkumulációját a 28. ábra szemlélteti.



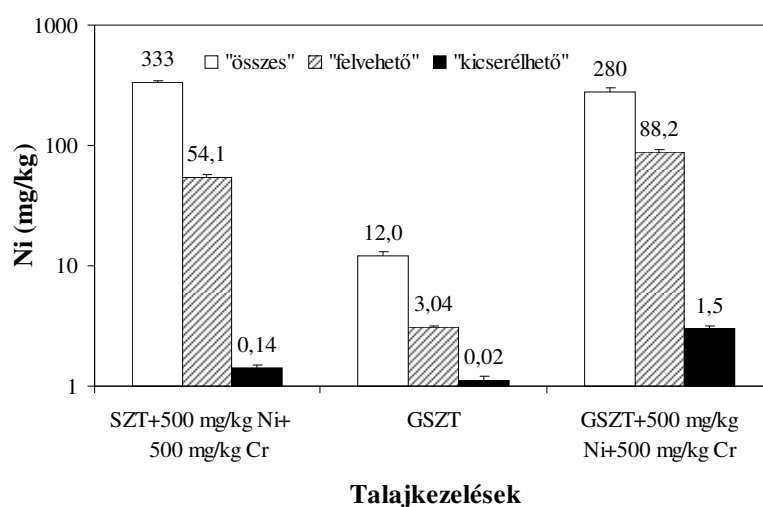
28. ábra: Osztrák tarsóka gyökereinek és hajtásainak nikkel- és krómakkumulációja szennyezett talajokból (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001). Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, SZT=szennyeztelen barna erdőtalaj, GSZT=galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj

A hiperakkumulátor növényekre jellemző módon a hajtásokban – mindhárom talajkezelés esetén – lényegesen több nikkel akkumulálódott, mint a gyökerekben. A szennyeztelen barna erdőtalaj és a galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj 500 mg kg⁻¹ nikkellel történő kezelése esetén a növények hajtásaiban 700 és 831 µg g⁻¹ nikkelt mértünk. Mindkét érték megközelítette a nikkel hiperakkumulációra a hajtások estén megállapított 1000 µg g⁻¹-os kritériumot (BROOKS, 1998). A galvániszappal szennyezett talajból (mely nikkeltartalma csak 12 mg kg⁻¹ Ni volt) az osztrák tarsóka nem hiperakkumulálta a nikkelt, mivel a hajtásában mindössze 23,5 µg g⁻¹ nikkelt találtunk. A talaj kis nikkeltartalma esetén nem képes tehát a Thlaspi a nikkelt mobilizálni és hajtásába átszállítani.

Az osztrák tarsóka hajtásában a magasabb rendű növényekre jellemző átlagnál (2.3.3. fejezet) nagyobb mértékben akkumulálódott ugyan a króm (28. ábra), ennek mértéke azonban messze elmaradt a hiperakkumulációtól. A nikkellel ellentétben a króm túlnyomó többsége a gyökerekben maradt, és nem került be a könnyen betakarítható hajtásokba.

A fenti megfigyeléseket a nikkellel és krómmal kiszámolt koncentráció hányadosok és transzport indexek (ATHALYE et al., 1995; 3.8.2. fejezet) is egyértelműen igazolták (SIMON és WENZEL, 2003).

A 29. ábra a különféle talajkivonatokban mért nikkeltartalmakat mutatja be a 4 hónapos tarsókanevelés után, a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.



29. ábra: Nikkeltartalom az egyes talajkivonatokban 16 hetes osztrák tarsóka nevelés után, a kísérlet befejezésekor (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001). Rövidítések: SZT=szennyezetlen barna erdőtalaj, GSZT=galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj

Ha a szennyezetlen barna erdőtalajba juttattunk ki 500 mg kg^{-1} nikkelt, akkor annak 0,04 %-a jelent meg a „kicserélhető” és 16,2 %-a a „felvehető” frakciókban. A galvániszappal szennyezett talajban ez a két érték 0,16 % és 25,3 % volt, a galvániszappal szennyezett talaj nikkellel történt kezelése esetén pedig 0,53 % és 31,5 %. A három kezelés esetén az „összes” krómtartalomnak mindössze 0,03; 0,01 és 0,02 %-a jelent meg a talajok „kicserélhető”, 3,9; 2,5 és 2,1 %-a pedig a „felvehető” frakciójában (SIMON és WENZEL, 2003).

Korrelációs számítással megvizsgáltuk, hogy van-e összefüggés az osztrák tarsóka hajtásában mért nikkeltartalom, illetve a talajokban mért „összes”, „felvehető” és „kicserélhető” nikkeltartalom között. Az eredményeket a 37. táblázatban mutatjuk be.

37. táblázat: Korreláció az osztrák tarsóka hajtásában mért és a talajokban mért „összes”, „felvehető”, és „kicserélhető” nikkeltartalom között (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001).

Kezelések	„összes”	„felvehető”	„kicserélhető”
	r		
SZT+500 mg kg ⁻¹ Ni+500 mg kg ⁻¹ Cr	-0,99**	-0,93**	0,82*
GSZT	0,74*	0,99**	0,88**
GSZT+500 mg kg ⁻¹ Ni+500 mg kg ⁻¹ Cr	0,97**	0,77*	0,25

Korreláció-számítás Pearson-eloszlással. *,** = P<0,05; <0,01 szinten statisztikailag szignifikáns, n=3. Rövidítések: SZT=szennyezetlen barna erdőtalaj, GSZT=galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj.

A nikkellel kezelt galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj „kicserélhető” frakcióját kivéve pozitív vagy negatív összefüggést találtunk a két vizsgált paraméter között. Hasonló jelenséget tapasztaltunk króm esetén is (SIMON és WENZEL, 2003). A szennyezetlen barna erdőtalaj nikkellel történt kezelése esetén a „felvehető” nikkeltartalomra vonatkozó korrelációs koefficiens negatív volt ($r = -0,93$), a galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj nikkelkezelése esetén pedig pozitív ($r = +0,77$), hasonlóképpen az „összes” nikkeltartalomra vonatkozó értékekhez. Ennek értelmezése további vizsgálatokat igényel, a két talaj eltérő tulajdonságait feltételezzük a háttérben.

Megvizsgáltuk az osztrák tarsóka gyökereinek és hajtásainak szárazanyag-hozamát is (SIMON és WENZEL, 2003). Az egy növényegyedre vetített szárazanyag-hozam több mint kétszerese volt a nikkellel és krómmal kezelt és galvániszappal szennyezett barna erdőtalaj esetén, mint a hasonló kezelésben részesült, eredetileg szennyezetlen barna erdőtalaj esetén. Mindezt a két talaj eltérő tulajdonságaival (pH, T-érték, agyag + iszaptartalom, CaCO₃ tartalom, humusztartalom, ld. 3.2. és 3.8.2. fejezet és 3. melléklet) magyarázhatjuk, melyek eltérő mértékben ellensúlyozták a nehézfém-felesleget. Közrejátszhatott azonban az egyes növényegyedek eltérő nehézfém-toleranciája is, ugyanis a nikkellel és krómmal kezelt szennyezetlen barna erdőtalajon eleve kevesebb növény indult fejlődésnek.

A csak galvániszappal szennyezett talajon 50 %-al kisebb szárazanyag-hozam alakult ki, mint ugyanezen a talajon, ha azt nikkellel és krómmal is elszennyeztük. Mindez megerősíti KÜPPER et al. (2001) megfigyeléseit. Tenyészedényes kísérleteik során szintén nagyobb hajtás szárazanyag-hozamot mértek azokban az osztrák tarsóka kultúrákban, melyeket 500 mg kg⁻¹ nikkellel kezelt komposzton termesztettek. Véleményük szerint a fémhiperakkumuláló osztrák tarsókának az átlagos növényhez képest több nikkellelre van szüksége a talajban, hogy jól fejlődjön.

A nikkellel és krómmal kezelt, galvániszappal szennyezett barna erdőtalajon kialakult hajtás szárazanyag-hozam (átlagosan 1,2 g növényenként), és a négy hónapos osztrák tarsóka

hajtásában mért nikkeltartalom ($831 \mu\text{g g}^{-1}$) alapján elméleti számításokat végeztünk el a növényekkel eltávolítható nikkelle vonatkozóan (SIMON és WENZEL, 2003). A tenyészedények felülete $0,02 \text{ m}^2$ volt, melyen átlagosan 4 növényegyetet termesztettünk. A növények hajtásai tenyészedényenként összesen és átlagosan 4 mg nikkelt vontak ki a $1,5 \text{ kg}$ talajból, mely az „összes” visszamért nikkeltartalom $\approx 1 \%$ -a. A hajtások betakarításával négy hónap alatt $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ nikkelt távolítottunk el a talajból. Amennyiben 2 millió db elméleti tőszámmal és $2,4 \text{ t}$ betakarítható hajtás szárazanyag-hozammal számolunk hektáronként, akkor évente (1 betakarítással) 2 kg ha^{-1} nikkelt lehet a szennyezett talajból eltávolítani. Ahhoz, hogy egy enyhén szennyezett talaj 50 mg kg^{-1} -os nikkeltartalmát 10 mg kg^{-1} -kal tudjuk csökkenteni, 14 alkalommal kellene osztrák tarsókát a területen termesztetni, és hajtását betakarítani. Szabadföldi kísérletek eredményeire alapozott számítások alapján ez a folyamat gyorsabb, és 6 betakarítást igényel (Mc GRATH et al., 2002).

Természetesen mindkét számítás csak elméleti jelentőségű, mert azt feltételezi, hogy az osztrák tarsóka minden évben ugyanannyi nikkelt szállít a hajtásaiba a szennyezett talajból. A mobilis, könnyen felvehető nikkelt készlet azonban dinamikusan, szezonálisan változik és a szennyezett talajban is gyorsan lecsökkenhet (Mc GRATH et al., 2002; TEMMINGHOFF et al., 1998).

4.4.4. Kadmiummal és nikkellel szennyezett víz rizofiltrációja

Az első rizofiltrációs kísérletünkben arra a kérdésre kerestük a választ, hogy nagy gyökértömeget képző és intenzív ásványi táplálkozást folytató mezőgazdasági növények segítségével milyen ütemben és milyen mértékben távolítható el a rendkívül mérgező és veszélyes kadmiumszennyeződés a vízből.

A napraforgó gyökerének kezdeti $1,2 \mu\text{g g}^{-1}$ -os* kadmiumtartalma a kadmiumkijuttatás után 6 óra elteltével $346 \mu\text{g g}^{-1}$ -ra, 24 óra múlva $380 \mu\text{g g}^{-1}$ -ra, 48 óra múlva pedig $460 \mu\text{g g}^{-1}$ -ra nőtt. A napraforgó hajtásában $0,72 \mu\text{g g}^{-1}$ (0. óra), $12,3 \mu\text{g g}^{-1}$ (6. óra), $34,1 \mu\text{g g}^{-1}$ (24. óra), illetve $79,7 \mu\text{g g}^{-1}$ (48. óra) kadmiumot mértünk.

Hasonló ütemben nőtt a sütőtök gyökerének (0. óra: $2,12 \mu\text{g g}^{-1}$; 6. óra: $329 \mu\text{g g}^{-1}$; 24. óra: $375 \mu\text{g g}^{-1}$; 48. óra: $415 \mu\text{g g}^{-1}$, illetve hajtásának (0. óra: $0,33 \mu\text{g g}^{-1}$; 6. óra: $4,84 \mu\text{g g}^{-1}$; 24. óra: $21,6 \mu\text{g g}^{-1}$; 48. óra: $21,6 \mu\text{g g}^{-1}$) kadmiumtartalma is. A szareptai mustár gyökerének Cd-kijuttatás előtti $1,28 \mu\text{g g}^{-1}$ -os kadmiumtartalma 48 óra múlva elérte az $1092 \mu\text{g g}^{-1}$ -ot, míg a hajtásban ez az érték $0,76 \mu\text{g g}^{-1}$ -ról $27,7 \mu\text{g g}^{-1}$ -ra nőtt. Eredményeink megerősítik

* Valamennyi rizofiltrációs adat szárazanyagra vonatkozik

DUSHENKOV és munkatársai (1995) megfigyeléseit, kísérletükben a 2 mg dm^{-3} kadmium-nitráttal elszennyezett oldatból a szareptai mustár gyökerei $268 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ sz.a. kadmiumot akkumuláltak.

Méréseink szerint a növények kadmiumfelvételével arányosan csökkent a tápoldat kadmiumkoncentrációja (nem közölt adatok), kizárható tehát, hogy a kadmium kicsapódva a műanyag tenyészedények falára tapadt.

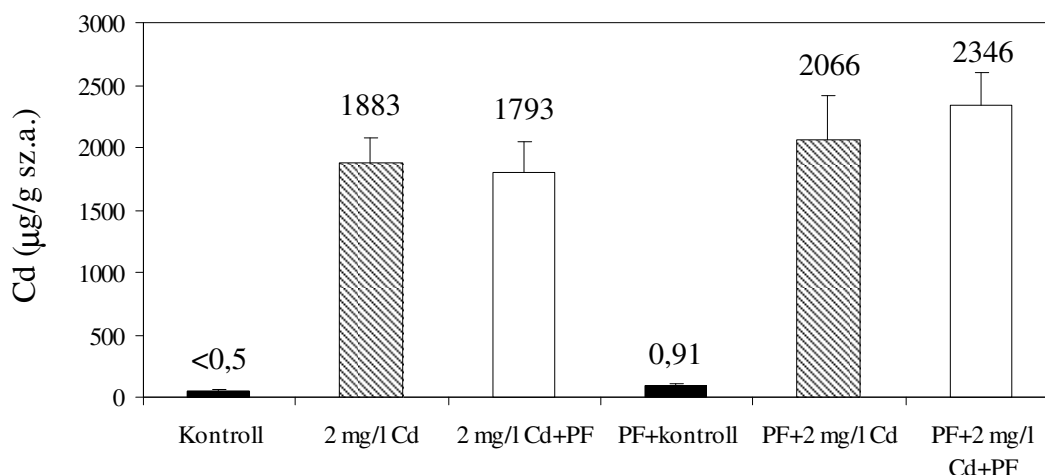
A Cd^{2+} kationt a víz–talaj–növény rendszerben is nagyfokú mobilitás jellemzi, és mint ismert ez a toxikus fém könnyen transzlokálódik a gyökerekből a hajtásba (2.3.2. fejezet). Kísérletünkben azonban 48 óra alatt viszonylag kevés kadmium helyeződött át a gyökerekből a hajtásba, mely a gyökerek passzív kadmiumakkumulációjára (a Cd-nak a gyökerek felületén történő adszorpciójára) utal.

A kísérlet befejezésekor 3 napraforgó növény gyökereinek 1,57 gramm, hajtásának 6,30 gramm volt a szárazanyag-tartalma, a 3 sütőtök esetén ez az érték 2,68 gramm (gyökér), illetve 19,1 gramm volt, míg a 3 db szareptai mustár 5,56 gramm gyökér-szárazanyaggal, illetve 21,9 gramm hajtás-szárazanyaggal rendelkezett. Számításaink szerint az 5 dm^3 tápoldatba bejuttatott 10000 μg kadmiumból 48 óra múlva annak 12,1 %-át távolította el a 3 db 33 napos napraforgó növény, 15,4 %-át a 3 db 33 napos sütőtök, és 69,2 %-át a nagyobb biomasszát képező 50 napos 3 db szareptai mustár – anélkül, hogy a növényeken látható fitotoxicitási tünetek alakultak volna ki. A megvizsgált mezőgazdasági növényfajok gyökerének 1 grammnyi szárazanyaga a mesterségesen elszennyezett tápoldatba kijuttatott kadmium 5,7–12,4% képes 48 órán belül eltávolítani.

A második rizofiltrációs kísérletünk során azt vizsgáltuk, hogy mennyi kadmiumot és nikkelt képes eltávolítani a szareptai mustár gyökerei segítségével a mesterségesen elszennyezett vízből, és milyen mértékben képes fokozni a fenti nehézfémek gyökérbeli akkumulációját a tápoldatba kijuttatott *Pseudomonas fluorescens* talajbaktérium rizoplán kialakításával.

A szareptai mustár gyökerei segítségével igen nagy mennyiségű kadmiumot ($1793\text{--}2346 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ sz.a., 30. ábra) és nikkelt ($1088 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ és $1192 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ sz.a., 31. ábra) vett fel a mesterségesen elszennyezett vízből a kontroll növényekhez képest.

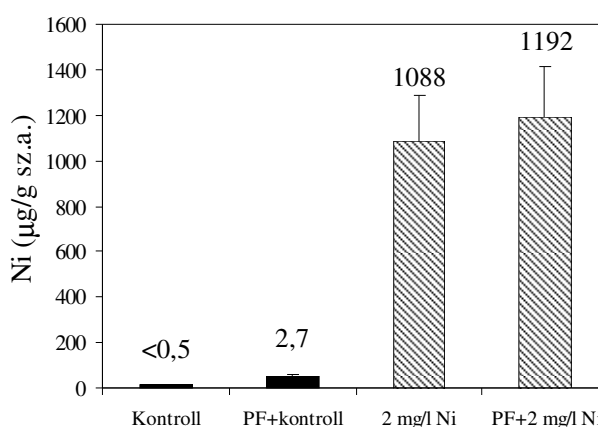
A 30. ábrán szemléltetjük, hogy miként befolyásolta a gyökerek kadmiumfelvételét a növények gyökereinek *Pseudomonas fluorescens* baktériumokkal történő előkezelése (jobb oldali három oszlop).



30. ábra: Szareptai mustár gyökerének kadmiumfelvétele (fényszobás tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, 2003). n=4. Rövidítés: PF=*Pseudomonas fluorescens*

Ha a tápoldatba a kadmiumkezelés előtt öt nappal *Pseudomonas* baktériumokat juttattunk ki, 1883-ról 2066 $\mu\text{g g}^{-1}$ -ra, illetve 1793-ról 2346 $\mu\text{g g}^{-1}$ -ra nőtt a gyökerek kadmiumtartalma, utóbbi növekmény statisztikailag szignifikáns (Student-féle t-próba, $P<0,05$) mértékű. Valószínűleg a *Pseudomonas*ok hozzákötődnek a gyökerekhez (rizoplán alakul ki), és így megnő az a fajlagos gyökérfelület, amely Cd-ot képes megkötni. Ha a *Pseudomonas*okat a kadmiumkezeléssel egy időben jutattuk a tápoldatba, kismértékben, 5%-kal csökkent a gyökerek kadmiumfelvétele (2. és 3. oszlop). Ez esetben feltételezhetően a kijuttatott *Pseudomonas*ok „versenyeztek” a gyökerekkel a Cd megkötésében, így kissé csökkentették azok kadmiumakkumulációját.

A *Pseudomonas fluorescens* baktériumok nikkelkezelést megelőző tápoldatba juttatása 9,5%-kal megemelte a gyökerek nikkelfelvételét, ez a tendencia is megerősíti, hogy a baktériumok megnövelik a gyökerek fémmegkötő felületét (31. ábra).



31. ábra: Szareptai mustár gyökerének és hajtásának nikkelfelvétele (fényszobás tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, 2003). n=4. Rövidítés: PF=*Pseudomonas fluorescens*.

A gyökerekből a hajtásokba kevés fém helyeződött át, mely a kadmium esetén mindössze 1,5%, nikkel esetén pedig 7-8 % körüli érték volt (SIMON, 2005c). Ez előnyös lehet a rizofiltráció gyakorlati alkalmazása során, mivel a gyökereknél nagyobb biomasszát képző, de kis nehézfém-tartalommal rendelkező hajtást így könnyebb kezelni, feldolgozni, ártalmatlanítani.

A harmadik rizofiltrációs kísérletben azt tanulmányoztuk, hogy Cd-toleráns *Pseudomonas*okkal megnövelhető-e a gyökerek kadmium rizofiltrációja.

A 38. táblázatban a szareptai mustár gyökerének és hajtásának Cd-akkumulációját szemléltetjük 48 órával a 2 mg dm⁻³ Cd tápoldatba juttatása után.

38. táblázat: Szareptai mustár kadmiumakkumulációja (tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, 2004)

Kezelések	Gyökér	Hajtás
	Cd (µg g ⁻¹ sz.a.)	
1. Kontroll	1,13 ^a	4,63 ^a
2. Pc ⁻	1,75 ^a	1,24 ^a
3. Pc ⁺	2,13 ^a	0,61 ^a
4. Kontroll+Cd	2931 ^{ab}	25,6 ^a
5. Pc ⁻ + Cd	2694 ^a	31,7 ^a
6. Pc ⁺ + Cd	3273 ^{bc}	37,8 ^a

Tukey-féle b-próba. Adott kezeléscsoporton (1-3, 4-6) belül a különböző betűindexet kapott azonos növényi szervekben mért értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, Pc⁻=Cd-érzékeny *Pseudomonas cepacia*, Pc⁺=Cd-toleráns *Pseudomonas cepacia*.

A kontroll kultúrák gyökerében kevés kadmium halmozódott fel, míg a kadmiummal mesterségesen elszennyezett kultúrák gyökerében három nagyságrenddel több kadmiumot mértünk, mely elérte a 3273 µg g⁻¹-ot. Ismét igazolódott tehát az, hogy gyökerekkel eredményesen lehet fémszennyeződést eltávolítani. A Cd-toleráns *P. cepacia* kijuttatása (6. kezelés) 21%-kal nagyobb Cd-akkumulációt eredményezett a gyökerekben, mint a Cd-érzékeny *P. cepacia*-val történt gyökér-előkezelés (5. kezelés). Ha összehasonlítjuk a 4. és 6. kezelés értékeit, mintegy 12%-os Cd-felvétel növekedést tapasztalhatunk a Cd-toleráns *Ps. cepacia* tápoldatba juttatása esetén. Célszerű tehát a rizofiltráció hatékonyságának megnövelése céljából a rizoplán kialakításához fém-adaptált mikrobákat alkalmazni. A hajtásokba ezúttal is viszonylag kevés Cd került be (nem közölt adatok).

Megvizsgáltuk a heterotróf mikroorganizmusok és a *Pseudomonas* baktériumok csíraszámait is a tápoldatban és a gyökerekben a kísérlet befejezésekor (SIMON, 2005b).

A különféle kezelések után a tápoldatban nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket a heterotrófok csíraszámában. A heterotrófok csíraszama a gyökérben nagy és viszonylag egyenletes volt, nem voltak nagy fluktuációk a kezelések hatására. A gyökérbelső tehát egyfajta temperált körülményt jelenthet a mikroorganizmusoknak, amit a gazdanövény biztosít. Míg a kontroll gyökerek kadmiumkezelésének szignifikáns csíraszám-csökkentő hatása volt, addig a gyökerek Cd-toleráns *Pseudomonas cepacia* baktériumokkal történt kezelése esetén a kadmium-kijuttatás nem csökkentette le jelentősen a heterotrófok sejtszámát. Ebből arra következtethetünk, hogy a Cd-adaptált *Pseudomonas*ok egyfajta védelmet biztosítottak a heterotrófoknak a gyökerekben (SIMON, 2005b).

A *Pseudomonas*ok csíraszama a gyökérbelsőben már kevésbé volt egyenletes. Szignifikáns eltérés a kezelések hatására nem adódott, kivéve az 5. kezelést ($Pc^- + Cd$), ahol a *Pseudomonas*ok kitenyészhető sejtszáma kisebbnek adódott még a kontroll, nem kezelt kultúrákhoz viszonyítva is. Ez a tény is azt támasztja alá, hogy a nem fém-toleráns *Pseudomonas cepacia* törzs kolonizációs képessége erős (2. kezelés), viszont a Cd-kezelésre érzékeny szervezetként reagált, ezért a sejtszáma lecsökkent (SIMON, 2005b).

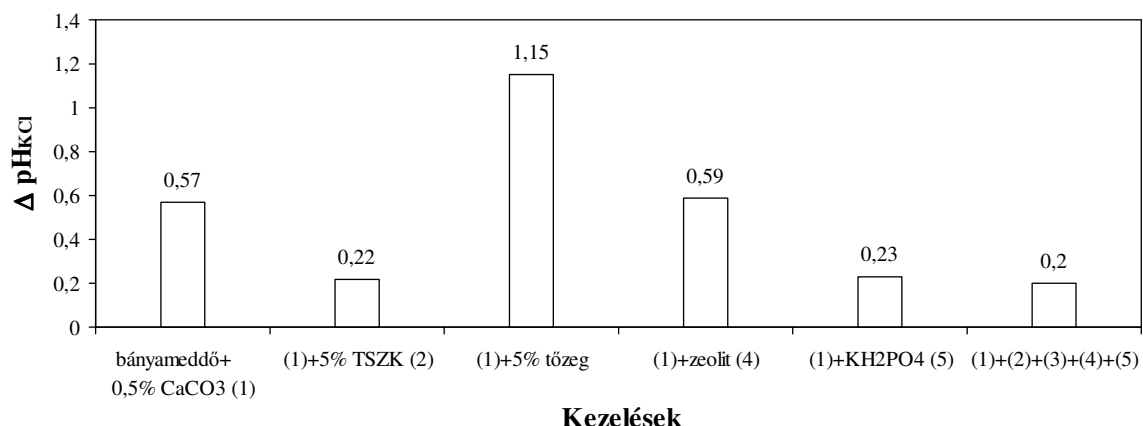
4.4.5. Nehézfémekkel szennyezett bányameddő fitostabilizációja

Fitostabilizációs kísérleteink során a gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémeket először különféle adalékanyagokkal immobilizáltuk, majd az így stabilizált közegen vörös csenkeszt neveltünk. A vörös csenkesz gyökerét cinktoleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal oltottuk be.

4.4.5.1. Különféle adalékanyagok és a vörös csenkesz szerepe a gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémek stabilizációjában

A 32. ábrán a különféle adalékanyagokkal kezelt, meszezett bányameddő kálium-kloridos szuszpenziójában mért pH-jának csökkenését mutatjuk be, miután az első tenyészedényes kísérlet során 8 hétig vörös csenkeszt neveltünk ezen a közegen.

A kiindulási értékhez képest (az átlagos pH(KCl) a meszezett bányameddőben 6,3 volt) valamennyi kezelés esetén csökkent a kémhatás, mely a gyöngyösoroszi bányameddőben nagy mennyiségben előforduló pirit (TAKI FINOMSZERKEZETVIZSGÁLÓ LABORATÓRIUM, 1991) folyamatos oxidációjával magyarázható (VANGRONSVELD és CUNNINGHAM, 1998).



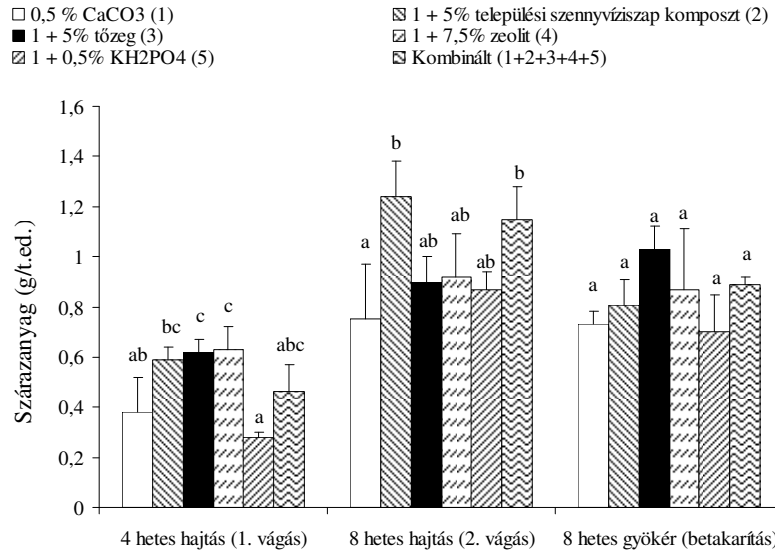
32. ábra: A pH-csökkenés mértéke a meszezett és különféle adalékanyagokkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddőben 8 hetes vörös csenkesz nevelés után (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001). Az adatok 3 ismétlés átlagai. Rövidítés: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt.

A kísérlet befejezésekor a pH(KCl) értéke a bányameddőben az alábbi volt:

1. kezelés (csak CaCO₃ kijuttatás): 5,72
2. kezelés (CaCO₃ + települési szennyvíziszap komposzt): 6,09
3. kezelés (CaCO₃ + tőzeg): 4,78
4. kezelés (CaCO₃ + zeolit): 5,69
5. kezelés (CaCO₃ + KH₂PO₄): 5,36
6. kezelés (1-5. kezelés kombinációja): 5,07

A nehézfémek stabilizációja szempontjából az az előnyös, ha a pH csökkenés üteme minél kisebb, ugyanis a legtöbb nehézfém (pl. a Cd, Cu, Pb, Zn) mobilitása a pH csökkenésével nő (2.3. fejezet). A legnagyobb pH-csökkenést (>1,0) akkor figyeltük meg, ha a bányameddőt tőzeggel kezeltük, így feltételezhető volt, hogy ebből a közegből kerül be a legtöbb fém a vörös csenkesz gyökerébe és hajtásába. Mindez összhangban van ALBASEL és COTTENIE (1985) eredményeivel, akik hasonló pH-csökkenést figyeltek meg azon a nehézfémekkel szennyezett talajon, amelyet tőzeggel kezeltek, és amelyen árpát és 2 perjefélét termesztettek. A legkisebb pH-csökkenést akkor tapasztaltuk (32. ábra), ha kombinált kezelést alkalmaztunk, és hasonlóan előnyös volt ebből a szempontból a települési szennyvíziszap komposzt és a KH₂PO₄ kijuttatása is.

A 33. ábra a meszezett és a különféle adalékanyagokkal kezelt bányameddőn nevelt vörös csenkesz hajtásainak és gyökereinek szárazanyag-hozamát szemlélteti 30, illetve 60 napos korban.



33. ábra: Adalékanyagokkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddőn nevelt vörös csenkesz szárazanyag-hozama (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001).

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítés: t.ed.=tenyészedény

Az önmagában fitotoxikus, erősen savanyú kémhatású bányameddőt kalcium-karbonáttal (a pH megemelésével), illetve nitrogén kijuttatásával termékennyé tudtuk alakítani. A növények valamennyi adalékanyag alkalmazása esetén kielégítően fejlődtek a meszezett bányameddőn, habár a foszfát kijuttatás a hajtások és a gyökerek szárazanyag-hozamát némileg visszavetette. Legelőnyösebben a települési szennyvíziszap komposzt kijuttatás és a kombinált kezelés hatott a növények hajtásának szárazanyag-hozamára, és ebben az esetben voltak a leghosszabbak, legzöldebbek, legegészségesebbek a fűszálak a kísérlet befejezésekor (24. fotó). Mindez összefüggésbe hozható a települési szennyvíziszappal kezelt bányameddőben és a növényekben szignifikánsan megemelkedett kalciumtartalommal, illetve a kombinált kezelés esetén kialakult – a többi kezelésnél szignifikánsan nagyobb – kálium- és foszfortartalommal (SIMON, 2005a). Az 1., 3., 4. és 5. kezelés esetén – a kísérlet bontásakor – az idősebb, alsó pozíciójú fűszálak egy része már elszáradt, szeneszccens volt.

A betakarított gyökerek színe valamennyi kultúra esetén sárgás-barna volt, közepes mennyiségű gyökércsúccsal – ez is egyértelműen utal a gyökérszónában lévő fémfeleslegre.

A 39. táblázat a különféle adalékanyagokkal kezelt bányameddő nehézfém-tartalmát szemlélteti a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.

39. táblázat: Adalékanyagokkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddő nehézfém-tartalma* 8 hetes vörös csenkesz nevelés után, a tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2001).

Kezelések	Cd	Cu	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹			
0,5 % CaCO ₃ (1)	7,31 ^a	126 ^a	2354 ^a	613 ^c
(1)+5% települési szennyvíziszap komposzt (2)	7,09 ^{ab}	127 ^a	2299 ^a	526 ^a
(1)+5% tőzeg (3)	7,07 ^{ab}	118 ^a	2017 ^{ab}	638 ^c
1+7,5% zeolit (4)	7,45 ^a	124 ^a	2196 ^a	723 ^d
1+0,5% KH ₂ PO ₄ (5)	7,12 ^a	122 ^a	2260 ^a	541 ^{ab}
Kombinált (1+2+3+4+5)	6,49 ^b	102 ^b	1775 ^b	590 ^{bc}
Átlag	7,08	120	2150	605

* cc. HNO₃+cc.H₂O₂ kivonatban. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3.

Előnyös jelenség, hogy a felhasznált települési szennyvíziszap komposzt nehézfém-tartalma viszonylag kicsi (4.2.2. fejezet), és nem növelte meg szignifikánsan a meszezett bányameddő nehézfém-tartalmát. Mindez előnyös lehet gyakorlati szempontból is, mivel egyes – rekultivációra, fitostabilizációra alkalmazott – szennyvíziszapok, biohulladékok, szerves trágyák megemelhetik a bányameddők egyébként is nagy nehézfém-tartalmát (BERTI et al., 1998).

A bányameddőben akkor mértük a legkisebb fajlagos Cd-, Cu-, és Pb-tartalmat, ha az adalékanyagokat egyszerre, kombinálva juttattuk ki (39. táblázat). Mindez az adalékanyagok viszonylag nagy össztömegének, „kihígító” hatásának tulajdonítható, az egyes adalékanyagok fémstabilizáló hatása ugyanis nem adódott össze, nem hatványozódott meg (35-36. ábra).

A 40. táblázat a vörös csenkesz hajtásának és gyökerének nehézfém-tartalmát szemlélteti a tenyészedényes kísérlet alatt.

A tesztnövény kevesebb kadmiumot, rézet és ólmot akkumulált hajtásában, mint az a termesztő közegként alkalmazott bányameddő nagy nehézfém-tartalmából következett volna. Kiugróan nagy volt viszont a tőzeggel kezelt kultúrák hajtásaiban és gyökereiben a cinktartalom, utóbbi esetben elérte a 943 µg g⁻¹-os értéket. Mindezt a tőzeggel kezelt bányameddőben megfigyelt legnagyobb mértékű pH-csökkenéssel és az ezzel összefüggő cinkmobilizálódással (35. ábra) hozható összefüggésbe, ez esetben volt ugyanis a legsavanyúbb a bányameddő pH-ja a tenyészedényes kísérlet befejezésekor. A növények leveleiben a maximálisnak tekinthető cinktartalom 25-150 µg g⁻¹ között változik, 400 µg kg⁻¹ feletti érték a legtöbb esetben már fitotoxikus tünetek kialakulását okozhatja (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001). A 2. vágáskor a hajtásokban 448 mg g⁻¹ cinket mértünk (40. táblázat). Megfigyeltünk ugyan nehézfém-toxicitásra utaló tüneteket (elszáradt hajtáscsúcsok,

sárgás-barnás gyökerek), a hajtások és gyökerek szárazanyag-hozama azonban a tözegkijuttatás esetén sem csökkent le szignifikáns mértékben (33. ábra).

40. táblázat: Adalékanyagokkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddőn nevelt vörös csenkesz nehézfém-tartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

Kezelések	Cd	Cu	Pb	Zn
	μg g ⁻¹ sz.a.			
4 hetes hajtás (1. vágás)				
0,5 % CaCO ₃ (1)	k.h.a.	18,7 ^{ab}	k.h.a.	86,4 ^a
(1)+5% települési szennyvíziszap komposzt (2)	k.h.a.	16,1 ^{ab}	k.h.a.	87,1 ^a
(1)+5% tőzeg (3)	0,11	15,0 ^a	k.h.a.	355 ^c
1+7,5% zeolit (4)	0,11	15,8 ^{ab}	k.h.a.	121 ^b
1+0,5% KH ₂ PO ₄ (5)	k.h.a.	23,0 ^c	k.h.a.	80,6 ^a
Kombinált (1+2+3+4+5)	k.h.a.	19,5 ^b	11,0	98,0 ^{ab}
Átlag	-	18,0	-	138
8 hetes hajtás (2. vágás)				
0,5 % CaCO ₃ (1)	0,27 ^a	13,2 ^a	k.h.a.	129 ^a
(1)+5% települési szennyvíziszap komposzt (2)	k.h.a.	11,8 ^a	k.h.a.	84,2 ^a
(1)+5% tőzeg (3)	0,76 ^a	12,4 ^a	k.h.a.	448 ^b
1+7,5% zeolit (4)	0,44 ^a	12,3 ^a	k.h.a.	125 ^a
1+0,5% KH ₂ PO ₄ (5)	2,13 ^b	17,4 ^a	28,5	90,4 ^a
Kombinált (1+2+3+4+5)	0,93 ^a	11,7 ^a	17,8	97,2 ^a
Átlag	0,91	13,1	23,2	162
8 hetes gyökér (betakarítás)				
0,5 % CaCO ₃ (1)	4,13 ^b	104 ^{bc}	79,5 ^{ab}	350 ^b
(1)+5% települési szennyvíziszap komposzt (2)	3,11 ^a	88,0 ^b	102 ^{ab}	183 ^a
(1)+5% tőzeg (3)	4,91 ^{cb}	63,4 ^a	92,2 ^{ab}	943 ^c
1+7,5% zeolit (4)	6,48 ^d	104 ^{bc}	125 ^b	363 ^b
1+0,5% KH ₂ PO ₄ (5)	4,73 ^{bc}	163 ^d	136 ^b	202 ^a
Kombinált (1+2+3+4+5)	5,29 ^c	126 ^c	44,7 ^a	265 ^{ab}
Átlag	4,78	108	96,7	384

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

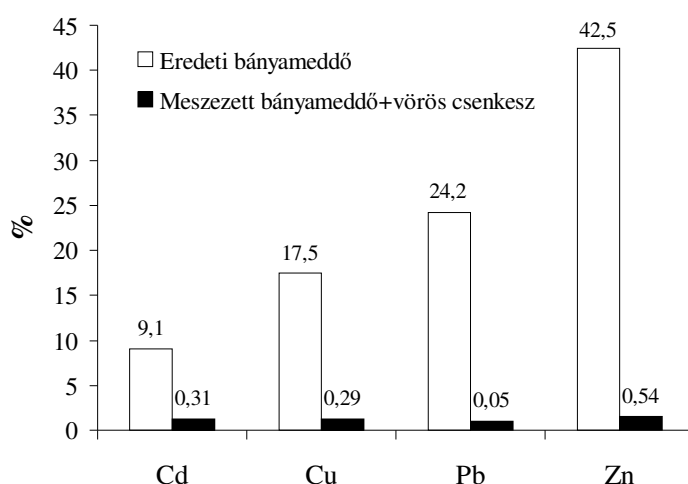
A kadmium a legmobilisabb fémek közé tartozik a talaj-növény rendszerben (2.3.2. fejezet), ezért mindenképpen előnyös jelenségnek tekinthető, hogy a hajtásokban viszonylag kevés kadmiumot mértünk. Csak a foszfátkijuttatás emelte meg szignifikánsan a 8 hetes hajtásokban a kadmiumtartalmat (40. táblázat). Az ólom a talaj-növény rendszerben általában nem mozog (2.3.6. fejezet), ezért nem volt meglepő, hogy a hajtások ólomtartalma a legtöbb esetben a kimutatási határ alatt volt. A gyökerekben akkor mértük a legnagyobb ólomtartalmat, ha a bányameddőt foszfáttal kezeltük. Ólommal szennyezett talajokat eredményesen lehet

foszfátokkal stabilizálni, mivel oldhatatlan ólom-foszfát (piromorfit) keletkezik (LAPERCHÉ et al., 1997). Mindez azért ellentmondásos, mert kísérletünkben a gyökerekbe foszfát kijuttatás esetén sok ólom került be. A jelenség megértéséhez ezért további vizsgálatok szükségesek.

A 40. táblázat adatai alapján összességében megállapíthatjuk, hogy a nehézfémek leginkább a gyökerekben akkumulálódtak. Jól működött tehát a „gyökércsapda”, mely a bányameddő fűfélékkel történő fitostabilizációja során megakadályozza, hogy a fémek a táplálékláncba, az állatok által elfogyasztható föld feletti szervekbe kerüljenek át. Eredményeink megerősítik azon korábbi megfigyeléseket (LI et al., 2000; VANGRONSVELD és CUNNINGHAM, 1998), hogy a vörös csenkesz a bányameddő, szennyezett talajok nagy fémtartalmát jól toleráló növényfajok közé tartozik, mivel viszonylag kevés fémet szállít hajtásába, és a stabilizáló adalékanyagok kijuttatása után nem reagál hozamcsökkenéssel a bányameddő nagy fémtartalmára.

A fent bemutatott eredmények alapján nyilvánvalóvá vált, hogy a kijuttatott adalékanyagok befolyásolják a vörös csenkesz fémfelvételét, ez azonban nem minden esetben függött össze a bányameddőben mért „összes” fémtartalommal. Feltételeztük tehát, hogy az alkalmazott adalékanyagok különféleképpen hatnak az egyes fémek mobilis mennyiségére a bányameddő „kicszerélhető”, illetve „felvehető” frakciójában.

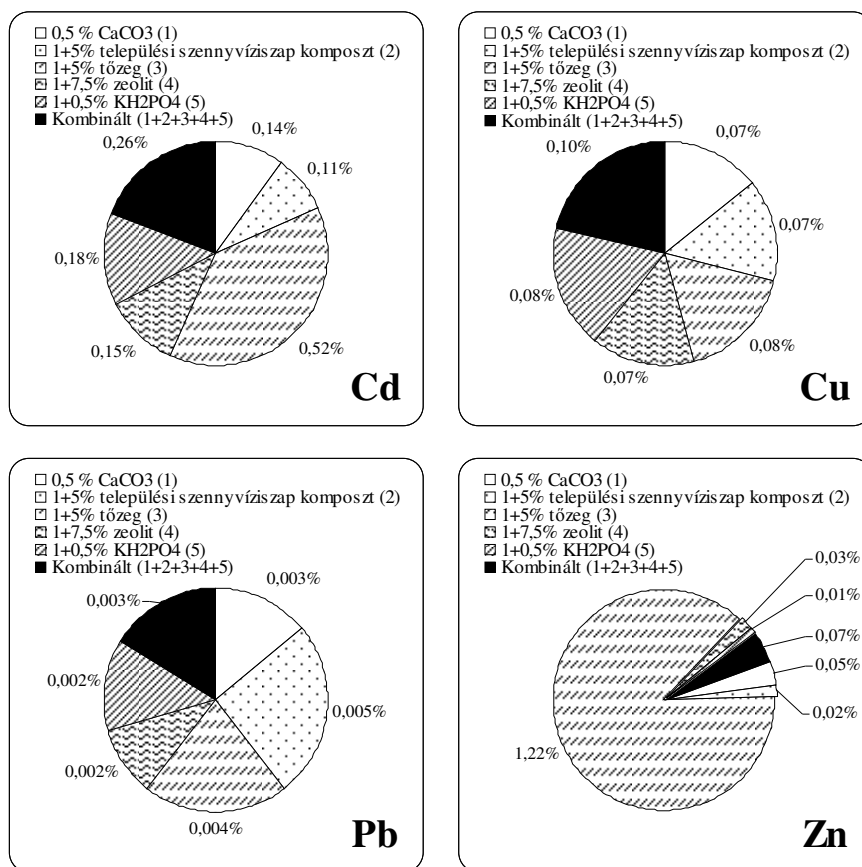
A 34. ábrán azt mutatjuk be, hogy hogyan változott meg a nehézfémek százalékos aránya a „felvehető” frakcióban az eredeti (erősen savanyú kémhatású), illetve meszezésben részesült bányameddőben az „összes” fémtartalomhoz viszonyítva.



34. ábra: A nehézfémek százalékos aránya a „felvehető” frakcióban az „összes” nehézfém-tartalomhoz viszonyítva – az eredeti és a meszezett bányameddőben 8 hetes vörös csenkesz nevelés után (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001).

Az eredeti, meszezésben nem részesült bányameddőn nem tudtunk növényeket nevelni. A a meszezett bányameddőben nyolc hetes növénynevelést követően mértük, majd számítottuk ki a bemutatott értékeket. Az adatok alapján nyilvánvaló, hogy a meszezés és a növényi gyökerekkel történt kölcsönhatás drasztikusan és statisztikailag szignifikáns mértékben (Student-féle t-próba, $P < 0,001$) csökkentette le a Cd, Cu, Pb és Zn százalékos arányát a „felvehető” frakcióban. Ezek az értékek jóval kisebbek voltak, mint az eredeti bányameddőben, és lehetővé tették a növénynevelést. A meszezett bányameddő „kicserélhető” frakciójában a kimutatási határ alatt volt a megvizsgált fémek mennyisége (nem közölt adatok), így azok „összes” fémtartalomhoz viszonyított százalékos arányát nem tudtuk kiszámolni.

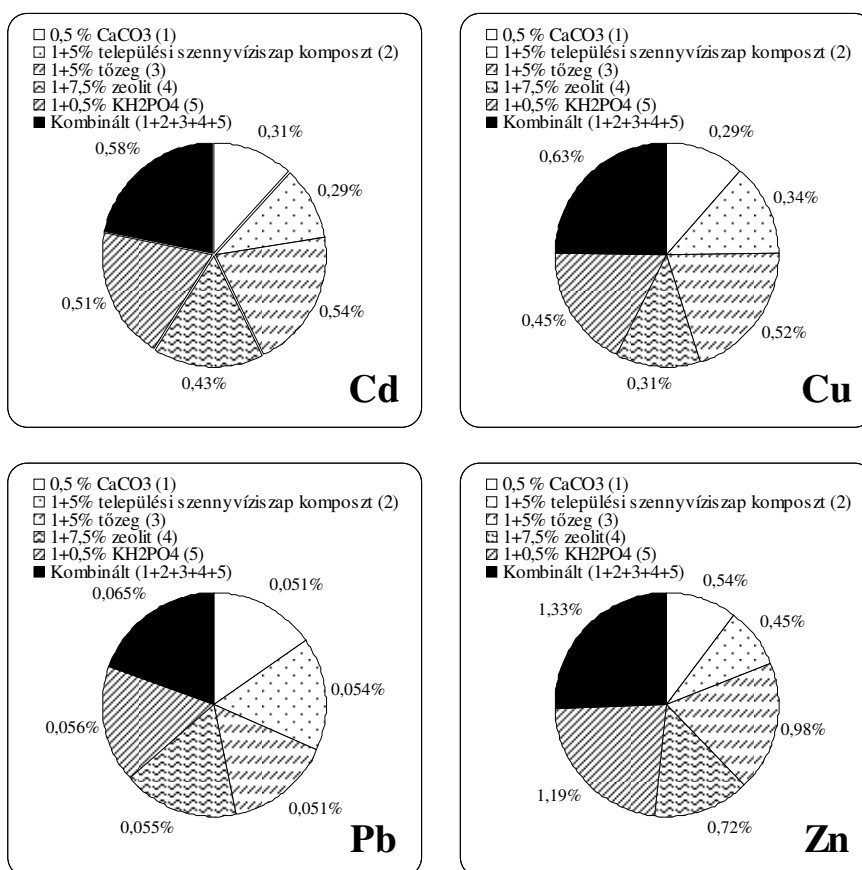
A 35. ábrán azt szemléltetjük, hogy az egyes adalékok miként változtatták meg a megvizsgált fémek százalékos arányát a meszezett bányameddő „kicserélhető” frakciójában az „összes” nehézfém-tartalomhoz viszonyítva.



35. ábra: Különbféle adalékanyagok hatása a nehézfémek százalékos arányára a bányameddő „kicserélhető” frakciójában nyolc hetes vörös csenkesz nevelés után (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001). (Relatív %: a „kicserélhető” frakcióban mért nehézfém-tartalmat az „összes” nehézfém-tartalomhoz viszonyítottuk).

A legnagyobb „kicsérélhető” kadmium- és cinktartalmat a tőzeggel kezelt meszezett bányameddőben mértük, így feltételeztük, hogy ez az adalék a legkevésbé alkalmas e két fém immobilizálására a meszezett bányameddőben. Feltételezésünk cink esetén beigazolódott, ugyanis a vörös csenkesz jelzőnövény tőzegkijuttatás esetén vette fel a legtöbb cinket a meszezett bányameddőből (40. táblázat). Réz esetén valamennyi adalékanyag egyforma hatást gyakorolt a „kicsérélhető” mennyiségekre. A többi fémrel összehasonlítva az ólomtartalom relatív %-a volt a legkisebb, mind a „kicsérélhető”, mind pedig a „felvehető” frakcióban (35-36. ábra). A „kicsérélhető” frakcióban a zeolit- és foszfát kijuttatás (35. ábra) immobilizálta leginkább a meszezéshez képest ezt a fémeket.

A 36. ábra a meszezett bányameddő „felvehető” frakciójában mért százalékos nehézfém-tartalmakat mutatja be az „összes” nehézfém-tartalomhoz viszonyítva.



36. ábra: Különböző adalékanyagok hatása a nehézfémek százalékos arányára a bányameddő „felvehető” frakciójában nyolc hetes vörös csenkesz nevelés után (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001). (Relatív %: a „kicsérélhető” frakcióban mért nehézfém-tartalmat az „összes” nehézfém-tartalomhoz viszonyítottuk).

A kadmium a legkisebb arányban a meszezett, illetve a meszezett és települési szennyvíziszap komposztal kezelt bányameddőben volt jelen, és csaknem kétszeres mennyiségben fordult elő tőzeg- és foszforkijuttatás esetén, illetve a kombinált kezelése után. Réz esetén a legkisebb

értékeket a csak meszezésben részesült, illetve zeolittal kezelt bányameddőben mértük. Ólom esetén valamennyi adaléknak közel azonos volt a nehézfém-stabilizáló hatása. Az adalékanyagok közötti különbségek leginkább a Zn esetén nyilvánultak meg. A meszezésnek és a települési szennyvíziszap komposztal kombinált meszezésnek volt e fém esetén a legjobb stabilizáló hatása, míg a legkevésbé előnyös a kombinált kezelés és a foszfátkijuttatás volt.

Adataink megerősítik azon korábbi megfigyeléseket (BERTI et al., 1998; MENCH et al., 1998, 2000; BERTI és CUNNINGHAM, 2000; FRIESL et al., 2003), hogy az egyes adalékanyagok eltérően befolyásolják a különféle fémek mobilitását és növények általi felvehetőségét a bányameddőkben. Egyértelműen igazoltuk a kalcium-karbonát fémeket immobilizáló előnyös hatását. Abban az esetben azonban, ha a mész mellett más adalékanyagokat is szeretnénk kijuttatni a bányameddőbe, meg kell azt vizsgálnunk, hogy előnyös vagy hátrányos kölcsönhatások lépnek-e fel a nehézfémek mobilitását illetően.

4.4.5.2. Adalékanyagok, vörös csenkesz és a vele szimbiózisban élő arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémek stabilizációjában

A 41. táblázat az adalékanyagokkal és az arbuszkuláris mikorrhiza gomba spórákkal kezelt bányameddő nehézfém-tartalmát mutatja be 12 hetes vörös csenkesz nevelés után, a második tenyészedenyes kísérlet befejezésekor.

41. táblázat: Adalékanyagokkal és arbuszkuláris mikorrhiza gomba spórákkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddő nehézfém-tartalma* 12 hetes vörös csenkesz nevelés után, a tenyészedenyes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2002).

Kezelések	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹				
Nem kezelt bányameddő (1)	20,0 ^c	484 ^b	723 ^c	1749 ^a	5352 ^c
(1)+1% CaCO ₃ (2)	14,9 ^a	322 ^a	497 ^a	1990 ^b	3229 ^a
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	15,3 ^{ab}	324 ^a	506 ^a	1988 ^a	3153 ^a
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	16,2 ^b	332 ^a	601 ^b	1652 ^a	3670 ^b
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	16,1 ^{ab}	338 ^a	610 ^b	1694 ^a	3758 ^b
Átlag	16,5	360	587	1815	3832

*cc. HNO₃+cc. H₂O₂ kivonatban. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=4. Rövidítés: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt.

A meszezés, illetve a települési szennyvíziszap komposzt- és zeolitkijuttatás a bányameddő Ca-, K- és P-tartalmát szignifikánsan megnövelte (SIMON és BIRÓ, 2005), azonban a nehézfémek mennyiségében nem okozott statisztikailag szignifikáns emelkedést, sőt az

adalékok „kihígító” hatása következtében kismértékű csökkenés lépett fel a kiindulási értékekhez képest. A csak meszezésben részesült bányameddőhöz viszonyítva a települési szennyvíziszap komposzt és zeolit kijuttatás megnövelte viszont a cinktartalmat a bányameddőben.

A 42. táblázat a bányameddőn átszüremlett vízben (infiltrátumban) mért nehézfém-koncentrációkat szemlélteti a vörös csenkesz tenyészideje alatt.

42. táblázat: Nehézfém-koncentrációk a bányameddőn átszüremlett vízben (infiltrátumban) a vörös csenkesz tenyészideje alatt (tenyészedenyes kísérlet, Nyíregyháza, 2002).

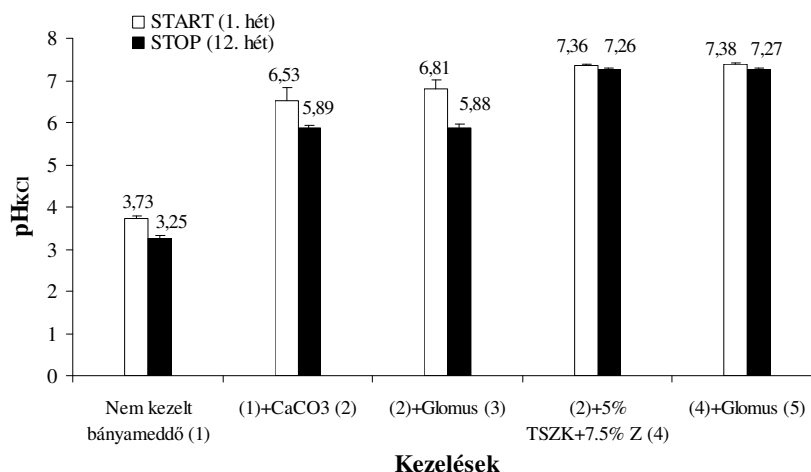
Kezelések	Mintavétel ideje a tenyészidő alatt*	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
		$\mu\text{g cm}^{-3}$				
Nem kezelt bányameddő (1)	4. hét	0,777 ^c	0,044 ^a	23,9 ^b	k.h.a	64,7 ^b
(1)+1% CaCO ₃ (2)	4. hét	0,627 ^b	0,029 ^a	50,0 ^c	k.h.a	82,6 ^c
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	4. hét	0,067 ^a	0,038 ^a	0,57 ^a	k.h.a	5,54 ^a
Nem kezelt bányameddő (1)	8. hét	0,249 ^c	0,034 ^a	10,0 ^b	k.h.a	25,1 ^b
(1)+1% CaCO ₃ (2)	8. hét	0,583 ^a	0,041 ^a	32,6 ^c	k.h.a	83,2 ^c
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	8. hét	0,057 ^b	0,024 ^a	0,88 ^a	k.h.a	2,41 ^a
Nem kezelt bányameddő (1)	12. hét	0,303 ^b	0,023 ^a	5,60 ^a	k.h.a	30,2 ^b
(1)+1% CaCO ₃ (2)	12. hét	0,698 ^c	0,075 ^b	31,2 ^b	k.h.a	100 ^c
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	12. hét	0,039 ^a	0,031 ^a	1,68 ^a	k.h.a	1,57 ^a

Tukey-féle b-teszt. Adott kezeléscsoporton belül a különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. *A kezelésben nem részesült bányameddőn nem indult el a teszt növények fejlődése. Rövidítések: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

A legkisebb nehézfém-koncentrációkat akkor mértük, ha a bányameddőt nemcsak meszeztük, hanem települési szennyvíziszap komposztal és zeolittal is kezeltük. Cd, Mn és Zn esetén a mért értékek egy nagyságrenddel kisebbek voltak, mint a csak meszezésben részesült kultúrában, vagy a növénynevelésre nem alkalmas eredeti bányameddőben. Mindez összefüggésbe hozható a nagyobb pH-val (37. ábra), és a szennyvíziszap komposzt és zeolit fémeket immobilizáló, vízmegkötő hatásával. Meglepetést okozott azonban, hogy a meszezett bányameddő infiltrátumában általában nagyobb fémkoncentrációkat találtunk, mint az eredeti bányameddőben (42. táblázat).

Az eredmények alapján egyértelműen megállapítható, hogy a fémek kimosódását a meszezésnél hatékonyabban akadályozza meg, ha a bányameddőt egyúttal szennyvíziszap komposztal és zeolittal is kezeljük.

A kezeletlen bányameddő eredeti pH-ja 3,73 volt, melyet 1% CaCO₃ kijuttatással 6,53-ra emeltünk (37. ábra). Előnyös jelenség, hogy a szennyvíziszap komposzt és zeolit kijuttatás tovább emelte a pH-t 7,36-os értékre. Ez az érték a 12 hetes növénynevelés után csak egy tizedet csökkent, míg a csak meszezésben részesült kultúrákban a pH csökkenés 0,6-0,9 közötti érték volt.



37. ábra: Adalékokkal és arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal kezelt gyöngyösesorosi bányameddő pH-jának változása a 12 hetes vörös csenkesz nevelés alatt (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002). Az adatok 4 ismételtséges átlagai. Rövidítések: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt, Z=zeolit

43. táblázat: Adalékanyagokkal és arbuszkuláris mikorrhiza gomba spórákkal kezelt gyöngyösesorosi bányameddőn nevelt vörös csenkesz nehézfém-tartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002).

Kezelések	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
$\mu\text{g g}^{-1}$ sz.a.					
4 hetes hajtás (1. vágás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	2,64 ^a	24,2 ^a	1224 ^b	3,51 ^a	685 ^c
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	2,69 ^a	26,4 ^a	1295 ^b	3,68 ^a	560 ^{bc}
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	2,69 ^a	42,4 ^a	158 ^a	2,48 ^a	423 ^{ab}
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	1,76 ^a	28,0 ^a	71 ^a	3,19 ^a	238 ^a
8 hetes hajtás (2. vágás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	4,53 ^c	34,5 ^b	2392 ^c	8,47 ^a	1090 ^c
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	2,88 ^b	25,0 ^a	1501 ^b	3,01 ^a	607 ^b
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	3,13 ^b	21,4 ^a	80 ^a	1,36 ^a	365 ^a
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	1,65 ^a	19,3 ^a	64 ^a	2,04 ^a	263 ^a
12 hetes hajtás (3. vágás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	9,33 ^b	21,6 ^a	3778 ^b	19,7 ^a	1584 ^b
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	9,11 ^b	24,7 ^a	3367 ^b	4,6 ^a	1441 ^b
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	3,92 ^a	19,1 ^a	94 ^a	1,5 ^a	523 ^a
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	1,78 ^a	16,8 ^a	81 ^a	1,3 ^a	404 ^a
12 hetes gyökér (betakarítás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	35,1 ^a	440 ^b	3665 ^b	571 ^b	4789 ^b
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	38,6 ^a	346 ^a	2364 ^b	409 ^{ab}	4464 ^b
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	52,5 ^b	525 ^{bc}	150 ^a	334 ^a	2499 ^a
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	41,4 ^a	547 ^c	116 ^a	222 ^a	2269 ^a

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=4$. A kezelésben nem részesült bányameddő nem indult el a teszt növények fejlődése. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag, TSZK=települési szennyvíziszap komposzt.

Mivel a vizsgált nehézfémek mobilitása a pH csökkenésével nő, a kombinált kezelés e szempontból előnyösebb, mint a meszezés önmagában.

A 43. táblázatban a vörös csenkesz hajtásának és gyökerének nehézfém-tartalmát mutatjuk be a tenyészedényes kísérlet alatt.

A csak meszezésben részesült kultúrák hajtásában és gyökerében – valamennyi mintavételi időpont esetén – szignifikánsan több mangán és cink akkumulálódott, mint a szennyvíziszap komposztal és zeolittal is kezelt kultúrákban. Hasonló jelenséget tapasztaltunk a 12 hetes hajtások Cd-akkumulációja esetén is. Mindez a szennyvíziszap komposztban található szerves anyagok és foszfátok fémimmobilizáló hatásának, illetve a zeolitok fémszorpció és fémeket magukba záró képességének tulajdonítható (MENCH et al., 1998; BERTI és CUNNINGHAM, 2000). Eredményeink megerősítik LI et al. (2000) azon megfigyeléseit, hogy a szennyezett talajon termesztett vörös csenkesz hajtásában kevesebb Zn és Cd akkumulálódott abban az esetben, ha a talajt nem csak mészt kijuttatásával, hanem egyúttal biohulladék komposztal is kezelték.

A 44. táblázatban az arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizáció mértéke látható a cinktoleráns *Glomus intraradices* spórákkal fertőzött vörös csenkesz kultúrák gyökerében a kísérlet befejezésekor.

44. táblázat: Arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizáció az adalékanyagokkal kezelt és cinktoleráns *Glomus intraradices* spórákkal fertőzött gyöngyösesorosi bányameddőn nevelt vörös csenkesz gyökerében (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002)

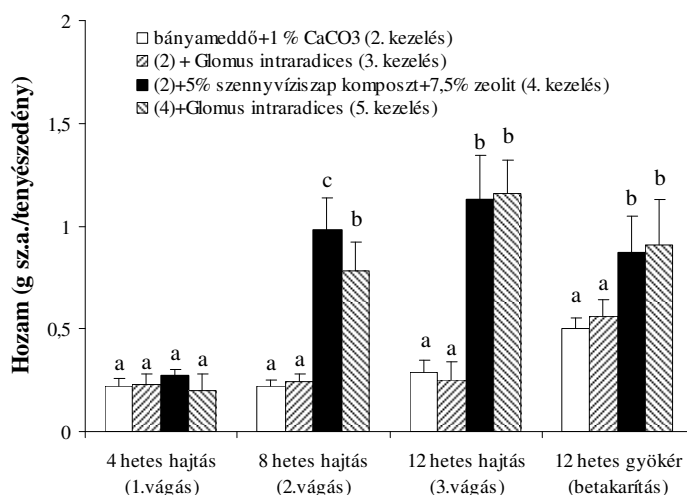
Kezelések	Mikorrhiza kolonizáció			
	F%	M%	a%	A%
Nem kezelt bányameddő (1)	0	0	0	0
(1)+1% CaCO ₃ (2)	0	0	0	0
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	4 ^a	0	0	0
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	10 ^a	0	0	0
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	93 ^b	48	35	17

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. A kezelést nem kapott bányameddőben nem fejlődtek tesztnövények. Rövidítések: F%= mikorrhiza infekció gyakorisága; M%= mikorrhiza infekció intenzitása; a%=abszolút arbuszkulum gazdagság; A%= relatív arbuszkulum gazdagság, TSZK=települési szennyvíziszap komposzt

Egyértelműen megállapítható, hogy a mikorrhiza infekció nagy gyakorisága a kombinált 5. kezelés esetén jelentkezett, mely a mikorrhiza infekció intenzitásában, az abszolút és relatív arbuszkulum gazdagságban is megnyilvánult. Ha összehasonlítjuk a 43. táblázatban bemutatott nehézfém-felvételt a 4. és 5. kezelés esetén, akkor azt tapasztaljuk, hogy a hajtásokban 35-55%-kal lecsökkent a kadmium, 10-34%-kal a réz, 14-55%-kal a mangán és 22-44%-kal a cink felvétele. A gyökerekben is hasonló jelenséget tapasztaltunk. A gyökerek mikorrhizáltsága tehát gátolta a hajtások fémfelvételét. Mindezt azonban csak tendenciaként értékelhetjük, mivel a legtöbb esetben nem volt az adatok között statisztikailag szignifikáns a

különbség. Az irodalmi adatok szerint sem egyértelmű, hogy vajon a fémtoleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombával történt kolonizáció megvédi-e a gazdanövényt a túlzott nehézfém-felvételtől (LEYVAL et al., 1997; COLPAERT, 1998; KHAN et al., 2000). DUECK et al. (1986) szerint a cinkkel szennyezett talajon nevelt vörös csenkesz (és más fűfélék) arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizációja mérsékelte a cinkfelesleg fitotoxikus hatását, és gátolta a cink hajtásba kerülését. A nehézfémekkel szennyezett talajokban vagy bányameddőben fém-adaptált mikorrhiza gombák találhatók (TAKÁCS et al., 2005; VÖRÖS és SZEGI, 1991). Ezért a gyöngyösoroszi bányameddőben található fém-adaptált arbuszkuláris mikorrhiza gombák szelektálását tervezzük, melyek feltételezhetően a vörös csenkesz nehézfém-felvételét még egyértelműbben lecsökkentik, mint a jelen kísérletben tanulmányozott Zn-toleráns *Glomus intraradices*.

A 38. ábrán a vörös csenkesz szárazanyag-hozamát szemléltetjük. Látható, hogy a különféle kezelések biomassa-produkcióra gyakorolt hatása csak 8 hetes kortól nyilvánult meg. Ekkor és 12 hetes korban szignifikánsan nagyobb szárazanyag-hozamot eredményezett a kombinált kezelés, tehát amikor a meszezett bányameddőbe települési szennyvíziszap komposztot és zeolitot is kijuttattunk (24. fotó). Ez a pozitív hatás a fenti két adalék jobb makrotápanyag-szolgáltató képességének és a növények jobb makroelem-felvételének (SIMON és BIRÓ, 2005), illetve a kisebb nehézfém-akkumulációjának (43. táblázat) tulajdonítható. A mikorrhiza fertőzés kissé, de nem szignifikáns mértékben megnövelte a kombinált kezelésben részesült bányameddőn fejlődő növények szárazanyag-hozamát.



38. ábra: Adalékanyagokkal és arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddőn nevelt vörös csenkesz szárazanyag-hozama (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002). Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=4$. A kezelésben nem részesült bányameddőn nem indult el a teszt növények fejlődése. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag.

Gyakran megfigyelt jelenség, hogy a mikorrhiza gombák az ásványi táplálkozás javításával, vagy a környezeti stressz mérséklésével javítják a gazdanövényük biomassza-termelését és kondícióját (DUECK et al., 1986; HARLEY, 1989; HETRICK et al., 1994; HILDEBRANDT et al., 1999). Néhány esetben azonban a várt hatás elmaradt (BIRÓ et al., 1993; SHETTY et al., 1994; TAKÁCS és VÖRÖS, 2003). A gazdanövény és a mikorrhiza gombák közötti szimbiózis kialakításához megfelelő környezeti körülmények (pH, szervesanyag-tartalom, kolloidtartalom) kialakítására is szükség van a bányameddőben (COLPAERT, 1998; KHAN et al., 2000; LEYVAL et al., 1997), amelyet kísérletünk során mi is igazoltunk.

5. ÖSSZEFOGLALÁS

1. Paradicsom alumíniumtoxicitása

1.1. A tápoldatba kijuttatott 25 és 50 μM Al szignifikánsan lecsökkentette mindkét paradicsomfajta levélterületét, szerveinek szárazanyag-hozamát, valamint a szár- és a főgyökér-hosszát. Az alumíniummérgezés tipikus tüneteit figyeltük meg a növényeken. Az alumíniumtoxicitás mértéke fajtafüggőnek bizonyult, a „Floramerica” fajta a fenti paramétereket illetően összességében kevésbé érzékenyen reagált az alumíniumra, mint a „Mountain Pride”.

1.2. A „Floramerica” paradicsomfajta kevesebb alumíniumot akkumulált a gyökerében, mint a „Mountain Pride”. A felvett alumínium mindkét fajtában megzavarta a paradicsom szerveinek makro (Ca, K, Mg)- és mikroelem (Fe, Zn) -felvételét.

1.3. A fenti jelenségek fiziológiai okait kutatva megállapítottuk, hogy a kijuttatott alumínium mennyiségével arányosan mindkét fajta leveleiben 200-300 %-kal lecsökkent a gázcsere mértéke. Ez a csökkenés a „Mountain Pride” fajta esetében nagyobb mértékű volt, mint a „Floramerica” esetén – mindez magyarázatul szolgálhat a szárazanyag-hozamban megfigyelt különbségekre. A szén-dioxid asszimiláció sebességének csökkenése – ellentétben „Floramerica” fajtával – a „Mountain Pride” esetében sztóma záródással is magyarázható. A levelek klorofilltartalmát az alumínium egyik fajta esetén sem befolyásolta, ezzel tehát nem magyarázható közvetlenül a fotoszintézis gátlása.

1.4. Az öt megvizsgált enzim közül a savas és lúgos invertáz aktivitásában tapasztaltunk szignifikáns változást az alumínium hatására a paradicsom gyökereiben. Az aktivitáscsökkenés mértéke mindkét fajta esetében összefüggésben volt a gyökerek alumíniumakkumulációjának mértékével, és nagyobb arányú volt a „Mountain Pride” mint a „Floramerica” fajta esetében.

Az alumínium stressznek kitett paradicsom növényekben a szárazanyag-akkumuláció, a gázcsere, valamint a szénhidrát-anyagcserében kulcsszerepet játszó enzimek aktivitása feltételezésünk szerint az alábbi kölcsönhatásban áll egymással: az alumínium a gyökerekben halmozódik fel, ahol a szövetek sérülését okozva gátolja a szacharóz hasznosulását. Mindez a levelekben szénhidrát-felhalmozódást, és visszacsatolási (“feedback”) mechanizmussal a fotoszintézis gátlását okozza. A gyökerek növekedésgátlásának kísérő jelenségeként csökken a hajtás szárazanyag-hozama és levélterülete, mivel az alumínium-stressz gátolja a gyökerek víz- és tápanyagszállító képességét.

2. Napraforgó kadmiumakkumulációja

2.1. A HA-89 napraforgó vonal szabadföldi körülmények között, szennyezetlen talajon természetve, kaszatbelében mindössze $114 \mu\text{g kg}^{-1}$ kadmiumot akkumulált, mely nemzetközi összehasonlításban is alacsony mennyiségnek tekinthető, és jóval alatta maradt a $600 \mu\text{g kg}^{-1}$ -os hazai határértéknek.

2.2. Eredményeink alátámasztják viszont a kadmium nagyfokú mobilitására vonatkozó korábbi megfigyeléseket. Kadmiummal mesterségesen elszennyezett barna erdőtalajon a napraforgó gyökerének és föld feletti szerveinek kadmiumtartalma jelentősen megemelkedett. A kadmium a viszonylag rövid interakciós idő ellenére már a virágkezdeményben (csillagbimbóban) is megjelent, ahol mennyisége elérte a $3,02 \mu\text{g g}^{-1}$ -ot.

2.3. A kadmiumkijuttatás a napraforgó szerveinek szárazanyag-hozamát, makro- és mikroelem felvételét nem befolyásolta számottevő mértékben.

Tenyészedényes kísérletünk is megerősítette, hogy a kadmium igen mobilis nehézfém a talaj-növény rendszerben. Enyhén savanyú, homok textúrájú barna erdőtalajba kijuttatva viszonylag nagy mennyiségben és gyorsan áthelyeződött a napraforgó generatív szerveibe. Nem zárható ki tehát annak a lehetősége, hogy szélsőséges körülmények között, pl. talajszennyeződés esetén a kadmium a napraforgó kaszatjába is bekerül. A szennyezetlen talajon termesztett napraforgó kaszatbelének kadmiumakkumulációja azonban csekély mértékű volt és az irányadó határérték alatt maradt.

3. Árpa, búza és kukorica nehézfém-akkumulációja szennyvíziszap komposztból

3.1. Megállapítottuk, hogy az általunk tanulmányozott települési szennyvíziszap komposzt viszonylag szennyezetlen nehézfémekkel, a toxikus elemek közül legnagyobb mennyiségben cinket (607 mg kg^{-1}) tartalmazott.

3.2. Tenyészedényes kísérletben ebből a szennyvíziszap komposztból a nehézfémek elsősorban a teszt növények gyökerében akkumulálódtak, a réz és a cink kivételével nem helyeződtek át a hajtásba, illetve kalászbába. Annak ellenére, hogy a szennyvíziszap komposzttal kezelt talajon nevelt búza és árpa hajtásaiban és kalászaiban, illetve a kukorica szárában és levelében többszöröződött (2–8-szorosra nőtt) a cink- és réztartalom, nem alakultak ki fitotoxicitásra utaló tüneteket.

3.3. Szabadföldi kísérleteink alapján megállapítottuk, hogy 10, 20 és 40 t ha⁻¹ mennyiségben a szennyvíziszap komposzt egyszeri kijuttatása nem emelte meg jelentősen a barna erdőtalaj nehézfém-tartalmát.

3.4. A szennyvíziszap komposztból a kukorica által felvett nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn) elsősorban a gyökérben dúsultak fel. Kivételt jelentett a cink, amely mindkét szabadföldi kísérlet során megjelent a levelekben, de mennyisége a szemtermésben jelentős mértékben nem nőtt meg.

A tenyészedényes kísérletben tapasztalt rézakkumuláció tehát a szabadföldi kísérletben nem igazolódott, a cink azonban valamennyi kísérletben átkerült a szennyvíziszap komposztból a föld feletti szervekbe is. A legveszélyesebb nehézfémek (Cd, Pb, Cr) azonban a gyökerekben maradtak, mely előnyös jelenségnek tekinthető. Valószínűleg a szennyvíziszap komposzt tápelem-szolgáltató képessége következtében megemelkedett biomassza „hígította ki” a föld feletti szervekbe átkerült nehézfémeket a kukorica szemtermésében.

4. Toxikuselem-szennyeződések fitoindikációja gyermekláncfűvel, mezei katánggal és levélcikóriával

4.1. Tápoldatos kísérletben szoros összefüggést találtunk a kijuttatott kadmium mennyisége és a gyermekláncfű, illetve a levélcikória rizómájában és gyökerében, illetve hajtásában mért kadmiumtartalom között.

4.2. A kijuttatott kadmium mennyiségével fordított arányban csökkent a levelekben mért klorofilltartalom, mely mindkét növényfaj esetén jelezte a Cd fitotoxicitását.

4.3. Kis koncentrációban a nitrát-, szulfát- és klorid-anionok nem befolyásolták számottevő mértékben a levélcikória kadmiumakkumulációját, nagyobb mennyiségben azonban a kadmium-szulfátból és -kloridból több Cd akkumulálódott a növényekben.

4.4. A levélcikória szabadföldi kísérletben is jelezte a talajok kadmiumszennyezettségét. Ellentétben a tápoldatos kísérlettel ez esetben a tesztnövény föld feletti szervei több kadmiumot halmoztak fel, mint a föld alattiak. Közel azonos pH-jú két talajtípus esetén a kisebb kolloidtartalmú, kationcserélő-kapacitású és szervesanyag-tartalmú homoktalajból a jelzőnövény több kadmiumot vett fel, mint a vályogos homokból.

4.5. A forgalomnak erősen kitett út menti feltalajokban jelentősen megnőtt az ólom- cink-, kadmium-, nátrium- és kéntartalom, mely az utak szélétől távolodva csökkent. Az utak

mentén az ún. passzív monitoring során begyűjtött mezei katáng rizómáiban és gyökereiben, illetve hajtásaiban elsősorban az Pb-, Cd- és a Na-tartalom emelkedett meg.

4.6. Aktív monitoring során a forgalmas utak mellé kihelyezett levélcikória levelében megemelkedett az ólomtartalom. Ez a többlet az úttól távolodva fokozatosan csökkent. Az ólomtartalom megemelkedését az ólmozott benzinek kilencvenes évek végéig történt nagymértékű felhasználásának tulajdoníthatjuk.

4.7. A levélcikória a galvániszappal, illetve a települési szennyvíziszap komposztal a talajba került nehézfémek közül elsősorban a cinket, kadmiumot és a mangánt akkumulálta, vagyis a talajba került többletet e fémek esetén lineárisan jelezte és mérte. A szennyezetlen talaj, illetve a szennyvíziszap komposzt „kicserélhető”, „felvehető” és „szerves anyaghoz kötött” frakcióiban mért elemarányokat a levélcikória Cd, Mn és Zn esetén fémfelvételének mértékével visszatükrözte.

4.8. A galvániszappal szennyezett talaj természetes zeolitokkal és bentonittal történő kezelése mérsékelte a levélcikória gyökerének és rizómájának cinkfelvételét. A levélcikória tehát a nehézfém-immobilizálás jelzésére is alkalmasnak bizonyult.

4.9. Az ún. biomarker enzimek aktivitás-változásukkal jelzik a növényeket ért nehézfém-stressz mértékét. A megvizsgált biomarker enzimek közül a peroxidáz és a glükóz-6-foszfát-dehidrogenáz aktivitásnövekedéssel, a 6-foszfoglükonát-dehidrogenáz, izocitromsav-dehidrogenáz és a malát-dehidrogenáz aktivitáscsökkenéssel jelezte a levélcikória szerveiben megemelkedett nehézfém-tartalmat.

A vízbe, talajba, levegőbe bejutott toxikuselem-szennyeződések a megvizsgált indikátor növények tehát jelezték és mérték. A levélcikória a legtöbb esetben a Cd- és Zn-szennyeződést indikálta. Mivel a levélcikória szerveiben a nehézfémek hatására a klorofilltartalom és egyes enzimek aktivitása is megváltozott, ez a növény nemcsak passzív akkumulációs, hanem reaktív indikátorfajnak is tekinthető.

5. Nehézfémek passzív, indukált és folyamatos fitoextrakciója

5.1. A galvániszappal szennyezett talajból – a nikkelt kivételével – a nehézfémek (Cd, Cr, Cu és Zn) jelentős mennyiségben kerültek át a teszt növényekbe passzív fitoextrakcióval. A növényekben a króm elsősorban a gyökerekben akkumulálódott, míg a többi nehézfém a hajtásba is átszállított.

5.2. A növényekkel kivont fémek összmenyiségét kiszámolva megállapítottuk, hogy a gyökerekbe kétszer több fém került át, mint a hajtásokba. A könnyebben betakarítható hajtásokban az összehézfém-tartalom (Cd+Cr+Cu+Ni+Zn) általában $200\text{--}250\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ volt egy gramm növényi szárazanyagra vetítve.

5.3. A teljes növényre vonatkoztatva a legtöbb nehézfém a tarlórépába ($218\text{ }\mu\text{g Cd+Cr+Cu+Ni+Zn}$) és az amarántba ($151\text{ }\mu\text{g}$) került be, míg a hajtásokkal kivont összehézfém-tartalom a tarlórépában ($118\text{ }\mu\text{g}$), szareptai mustárban ($78,5\text{ }\mu\text{g}$) és a fehér mustárban ($76,7\text{ }\mu\text{g}$) volt a legnagyobb. Amaránt esetén ez az érték csak $68\text{ }\mu\text{g}$ volt.

Figyelembe véve azt, hogy a gyakorlatban kivitelezett fitoextrakció során a hajtást sokkal könnyebb betakarítani, mint a gyökereket, tenyészedényes kísérletünk alapján megállapítottuk, hogy a hét megvizsgált mezőgazdasági növényfajból a *Brassicaceae* családba tartozó fajok (tarlórépa, szareptai mustár, fehér mustár) vették fel a legtöbb nehézfémet a szennyezett talajból. Ez a tendencia azonban szabadföldi körülmények között más lehet, tekintettel arra, hogy a kender vagy az amaránt kisebb mértékű nehézfém-akkumulációját a keresztesvirágúaknál jóval nagyobb mértékű hozam (biomassza) ellensúlyozhatja. A felvett nehézfém mennyiségek azonban a talajok gyors, illetve belátható időn belül történő megtisztításához azonban nem elegendők.

5.4. Az indukált fitoextrakciót vizsgáló kísérleteink során a szennyezetlen talajból a takarmányretek gyökerei és hajtásai kevés krómot vettek fel. Krómmal mesterségesen elszennyezett talajból megnőtt ugyan a növények krómakkumulációja, de a Cr jelentős része a gyökerekben maradt. Ha ebbe a krómmal szennyezett talajba kelátképző pikolinsavat juttattunk ki, a gyökerek krómtartalma megduplázódott, a hajtásoké megnégyszereződött, és elérte az $51\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ -ot.

5.5. Króm(III)-pikolinát talajba juttatásával a növények krómfelvétele fokozatosan nőtt, és elérte a $678\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ -ot a gyökérben és a $137\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ -ot a hajtásban. A króm-pikolinát azonban 20 mg kg^{-1} -nál nagyobb mennyiségben erősen gátolta a növények szárazanyag-hozamát.

5.6. Krómmal (100 mg kg^{-1}) mesterségesen elszennyezett talajon előnevelt takarmányretek és komatsuna hajtásának krómfelvétele már egyszeri pikolinsav kijuttatás után is annyira megnőtt ($11,9$ -ről $30,4\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ -ra takarmányretek esetén, $21,9$ -ről $44,5\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ -ra komatsuna esetén), hogy a növények elpusztultak. Krómmal szennyezett börgyári szennyvíz üledék talajba juttatása esetén vagy a galvániszappal szennyezett talajból azonban a krómmobilizáló hatást csak többszöri pikolinsav kijuttatás után és lényegesen kisebb mértékben tapasztaltuk.

5.7. A pikolinsav fémmobilizáló hatását az EDTE-val összehasonlítva megállapítottuk, hogy az előbbi kijuttatása esetén kevesebb nehézfém jelent meg a talajoldatban, mely környezetvédelmi szempontból előnyös jelenség.

A két fenti kísérlet alapján megállapítottuk, hogy az ún. indukált fitoextrakció során talajkolloidokhoz erősen kötődő króm egy része mobilizálható, amennyiben a növények talaját kelátképző szerrel, pikolinsavval kezeljük. A komplex kialakulásának mértéke összefügg azonban a króm kötési formáival és mennyiségével a talajban, mivel a króm transzlokációja jóval nagyobb volt a krómsóval mesterségesen elszennyezett talajból, mint a bányászati szennyvíz üledékből, vagy a más talajtulajdonságokkal rendelkező galvániszappal elszennyezett talajból, ahol a krómszennyeződés régen történt.

5.8. A folyamatos fitoextrakciót vizsgáló kísérletünk során a nikkellel és krómmal mesterségesen elszennyezett mindkét talajból az osztrák tarsóka hajtásában olyan sok nikkel akkumulálódott (700 , illetve $831 \mu\text{g g}^{-1}$), hogy az már megközelítette a nikkellel megállapított $1000 \mu\text{g g}^{-1}$ -os hiperakkumuláció kritériumot.

5.9. Galvániszappal ($12 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Ni}$, $105 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cr}$) szennyezett talajon nevelt növények hajtásának nikkelfelvétele azonban kismértékű volt, hiperakkumulációt ez esetben nem tapasztaltunk. Kis kiindulási nikkelszennyeződés esetén nem volt képes tehát az osztrák tarsóka a nikkelt mobilizálni és felvenni a galvániszappal szennyezett talajból.

5.10. A nikkellel ellentétben a króm túlnyomó többsége a gyökerekben maradt, nem került be a könnyen betakarítható hajtásba.

5.11. A talaj „összes” és „felvehető” nikkeltartalma, illetve az osztrák tarsóka hajtásának nikkelfelvétele között szoros pozitív vagy negatív korrelációt találtunk.

A fenti tenyészedényes kísérlet eredményeire alapozott elméleti számításokkal megállapítottuk, hogy a növények hajtásainak betakarításával elvileg 2 kg ha^{-1} az eltávolítható nikkelmennyiség a talajból (a hajtások egyszeri betakarításával $0,7 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Ni}$ távolítható el a talajból). Ahhoz, hogy egy nikkellel enyhén szennyezett talaj nikkelszennyeződését 10 mg kg^{-1} -mal tudjuk csökkenteni, 14-szer kéne osztrák tarsókat a területen termesztetni és hajtását betakarítani.

6. Kadmiummal és nikkellel szennyezett víz rizofiltrációja

6.1. Megállapítottuk, hogy a tápoldatba mesterségesen kijuttatott kadmiumból már 48 óra alatt is jelentős mennyiséget vesznek fel a napraforgó ($460 \mu\text{g g}^{-1} \text{ sz.a.}$), sütőtök ($415 \mu\text{g g}^{-1}$), és a

szareptai mustár ($1092 \mu\text{g g}^{-1}$) gyökerei. A megvizsgált mezőgazdasági növényfajok gyökerének 1 grammnyi szárazanyaga a mesterségesen elszennyezett tápoldatba kijuttatott kadmium 5,7–12,4% képes 48 órán belül eltávolítani.

6.2. A szareptai mustár a mesterségesen elszennyezett vízből gyökerei segítségével jelentős mennyiségű kadmiumot ($1793\text{--}2346 \mu\text{g g}^{-1}$) és nikkelt ($1088\text{--}1192 \mu\text{g g}^{-1}$) távolított el. A növények kiemelésével – mindössze 48 órás kölcsönhatás után – a kijuttatott kadmium 40,5%–56,9%-át, a nikkelt 29,7%–30,8%-át tudtuk eltávolítani. Amennyiben a növények gyökereit a fémkijuttatás előtt *Pseudomonas fluorescens* talajbaktériumokkal kezeltük a Cd-, illetve Ni-felvétel megemelkedett.

6.3. Megállapítottuk, hogy Cd-toleráns (szennyezett talajból kisselektált) *Pseudomonas*okkal (*P. cepacia*) jobban megnövelhető a növények fajlagos gyökérfelülete (21%-kal jobb lesz a rizofiltrációs kapacitása), mint Cd-érzékeny baktériumokkal.

Növények gyökereivel tehát gyorsan és hatékonyan lehet kadmiumot és nikkelt eltávolítani a szennyezett vízből. *Pseudomonas* talajbaktériumokkal fokozható a növények gyökerének rizofiltrációja, valószínűleg azért, mert a baktériumok hozzákötődnek a gyökerekhez (rizoplán alakul ki) és így megnő az a fajlagos gyökérfelület, amely Cd-ot képes megkötni. Célszerű továbbá a rizofiltráció hatékonyságának megnövelése céljából a rizoplán kialakításához fém-adaptált mikrobákat alkalmazni.

7. Bányameddőben lévő nehézfémek fitostabilizációja

7.1. A nagy Cd-, Cu-, Mn-, Pb- és Zn-tartalmú, erősen savanyú kémhatású és fitotoxikus gyöngyösoroszi bányameddőt meszezéssel és nitrogénsó kijuttatásával termékennyé tettük. A meszezés szignifikánsan lecsökkentette a „felvehető” nehézfémek arányát a bányameddőben.

7.2. Megállapítottuk, hogy a tenyészedényes kísérlet alatt a tőzeg kijuttatása esetén volt a legkevésbé stabil a meszezett bányameddő pH-ja. A legelőnyösebb e szempontból a települési szennyvíziszap komposzt vagy kálium-dihidrogén-foszfát kijuttatás volt.

7.3. A meszezett bányameddőbe kijuttatott adalékok különféleképpen változtatták meg a Cd, Cu, Pb és Zn arányát a „kicserélhető” és a „felvehető” frakciókban, mely a legtöbb esetben összefüggésben volt a növények által akkumulált nehézfém-mennyiségekkel. Megállapítottuk, hogy a növényekben akkor jelenik meg a legkevesebb nehézfém, ha a meszezett bányameddőt szennyvíziszap komposzttal, illetve zeolittal kezeljük. A települési szennyvíziszap komposztnak volt összességében a legkedvezőbb hatása a meszezett bányameddőn nevelt

növények szárazanyag-hozamára is, míg e szempontból a legkevésbé előnyös a kálium-dihidrogén-foszfát kijuttatás volt.

7.4. A mész, a települési szennyvíziszap komposzt és a zeolit együttes alkalmazása, és a növények gyökerei meggátolták a nehézfémek kimosódását, mivel a kezelésben nem részesült bányameddőhöz képest a bányameddőn átszüremlett vízben (infiltrátumban) egy nagyságrenddel (Cd és Zn), illetve két nagyságrenddel (Mn) kevesebb fém jelent meg.

7.5. Csak a fenti három adalék együttes kijuttatása esetén alakult ki a vörös csenkesz gyökerei és a Zn-toleráns *Glomus intraradices* arbuszkuláris mikorrhiza gombák között szimbiózis. A mikorrhizált kultúrákban – tendenciaként – a hajtások nehézfém-akkumulációjának csökkenését figyeltük meg. A mikorrhiza kolonizáció nem befolyásolta szignifikánsan a kultúrák szárazanyag-hozamát.

A tanulmányozott bányameddőt többféle adalék együttes kijuttatásával lehet tehát eredményesen (és tartósan) stabilizálni. A stabilizált bányameddőn arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal szimbiózisban élő vörös csenkesz telepíthető meg, mely gyökerei hozzájárulnak a nehézfémek fitostabilizációjához.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Az alumíniumtoxicitás mértéke paradicsom esetén fajtafüggőnek bizonyult. Az Al-toleráns paradicsomfajta gyökerében kevesebb Al akkumulálódik, kevésbé gátlódik a fotoszintézis és a szárazanyag-akkumuláció, valamint a szénhidrát-anyagcserében kulcsszerepet játszó savas és neutrális invertáz enzimek aktivitása a gyökérben, mint az Al-érzékeny fajtában.
2. Kis kolloidtartalmú, enyhén savanyú, szennyezetlen vályogos homok barna erdőtalajból nem kerül be veszélyes mennyiségű kadmium a napraforgómagba. Ha azonban a kadmiumot hasonló tulajdonságokkal rendelkező talajba juttatjuk ki, akkor az gyorsan és nagy mennyiségben áthelyeződik a napraforgó generatív szerveibe, így fennáll a kaszatba kerülés veszélye.
3. A nyíregyházi szennyvíziszap komposztból elsősorban a Cu és a Zn kerül be az árpa, búza és kukorica leveleibe. Egyszeri, 40 t ha⁻¹-os szennyvíziszap kijuttatás esetén sem kerültek be azonban veszélyes mennyiségben nehézfémek a kukorica szemtermésébe.
4. A levélcikória és a gyermekláncfű a víz és a talaj kadmiumszennyezettségének érzékenyen fitoindikátor növénye. A felvett kadmiumtartalommal arányosan lecsökkent a levelek klorofilltartalma. A levélcikória alkalmas a talaj galvániszapból vagy szennyvíziszap komposztból származó nehézfém (elsősorban a Cd, Zn és a Mn) -szennyeződésének jelzésére és mérésére oly módon, hogy szöveteinek kémiai összetétele, illetve sejtjeinek enzimaktivitása megváltozik. A levélcikória tehát passzív akkumulációs indikátornak és egyben reaktív indikátorfajnak is tekinthető.
5. A városi útszéli feltalajok toxikuselem-szennyezettségét (Pb, Cd, Zn, Na), illetve a légkörből történő Pb kiülepedést mezei katánggal és annak termesztett változatával, levélcikóriával lehet jelezni és mérni.
6. Annak ellenére, hogy a passzív fitoextrakció során a *Brassicaceae* családba tartozó fajok (tarlórépa, szareptai mustár, fehér mustár) viszonylag sok nehézfémet vettek fel a szennyezett talajból, a könnyen betakarítható hajtásba nem került be annyi nehézfém, hogy a növényeket hatékony fitoremediációs célra alkalmazzuk.
7. A talajkolloidokhoz igen erősen kötődő króm az ún. indukált fitoextrakció során pikolinsav kijuttatásával mobilizálható. A Cr(III)-pikolinát talajba juttatása elősegíti a növények krómfelvételét és hajtásba szállítódását.
8. Az osztrák tarsóka a folyamatos fitoextrakció során jelentős mennyiségű nikkelt akkumulált hajtásában a szennyezett talajból, króm hiperakkumulációra azonban nem

alkalmas. A növények által felvett nikkeltartalom a talaj „összes” és „kicserélhető” nikkeltartalmával áll pozitív vagy negatív korrelációban.

9. Szennyezett vízből jelentős mennyiségű Cd és Ni távolítható el rizofiltrációval (növényi gyökerekkel), melynek mértékét a gyökerekhez kijuttatott fém-toleráns *Pseudomonas* talajbaktériumokkal növelni lehet.
10. A bányameddőben lévő nehézfémeket többféle adalék (elsősorban mész, illetve szerves anyagokban, nitrogénben, foszforban, mikroelemekben gazdag települési szennyvíziszap komposzt, valamint a fémek megkötésére alkalmas természetes zeolit) kombinált kijuttatásával lehet eredményesen stabilizálni. Ezen a közegen arbuszkulált mikorrhiza gombákkal szimbiózisban élő vörös csenkesz telepíthető meg.

A tudományos eredmények gyakorlati jelentősége

1. Mivel az alumíniumtoxicitás kialakulásának mértéke fajtafüggőnek bizonyult, az alumínium-stressz hatására megváltozó növényélettani folyamatok mérése (fotoszintézis, sztóma záródás, invertáz enzimek aktivitása) gyakorlati segítséget jelenthet az alumíniummérgezést eltűrő, toleráns kultúrnövények szelektálásában.
2. A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt megfelelően kis mennyiségben a talajba juttatva előnyösen befolyásolja a kukorica szárazanyag-hozamát és szemtermésének mennyiségét.
3. Mivel a kozmopolita gyomnövény mezei katáng (*Cichorium intybus* L.) és annak több országban termesztett változata a levélcikória (*Cichorium intybus* L. var. *foliosum* Hegi) a környezeti paraméterek (pl. talajtípus, éghajlati tényezők) iránt nem igényes, a mérsékelt égövben e két növényt a nehézfém-szennyeződés nemzetközi monitoring növényeként lehetne alkalmazni.
4. Mivel a pikolinsav elősegíti a krómnak a növények hajtásába kerülését, ezt a jelenséget az indukált fitoextrakcióval történő talajremediáció, illetve a krómmal dúsított takarmányok és élelmiszerek előállítása során lehetne a gyakorlatban hasznosítani.

Az akadémiai doktori értekezésben összefoglalt kutatások támogatói

- 1994 FM-08/1994 állami kutatási feladat (kari diszciplináris kutatás, *témavezető: dr. Simon László*)
- 1994-1995 Alapítvány a Magyar Felsőoktatásért és Kutatásért (MKM), 560/94 program: „Környezettudományi kutatás meghonosítása és eredményeinek bevezetése a mezőgazdasági üzem-mérnök képzésbe”. (*témavezető dr. Simon László*).
- 1995-1997 Országos Tudományos Kutatási Alapprogram, F16906 program: „Nehézfém-szennyezés bioindikációja mezőgazdasági teszt-növényekkel” (*témavezető dr. Simon László*). Az Agrár-1 OTKA zsűri értékelése a pályázat teljesítéséről: „kiválóan megfelelt”.
- 1997 Alapítvány a Magyar Felsőoktatásért és Kutatásért (MKM), AMFK 681/96 program: „Nehézfémekkel szennyezett talaj remediációjának vizsgálata” (*témavezető dr. Simon László*).
- 1997-2000 Földművelésügyi Minisztérium, FM 27240/11/97: „Homoktalajok javítási lehetősége komposztált szennyvíziszap alkalmazásával” (*témavezető: dr. Győri Zoltán, résztvevő dr. Simon László*).
- 1998-2000 Országos Tudományos Kutatási Alapprogram, F26349 program: "Króm ionformák analitikája és alkalmazása a talajkémiaiában" (*témavezető: dr. Prokisch József, résztvevő dr. Simon László*).
- 1999-2001 Országos Tudományos Kutatási Alapprogram T30230 program: „Nehézfémekkel szennyezett talajok remediációja fitoextrakcióval, fitostabilizációval és rizofiltrációval” (*témavezető dr. Simon László*). Az Agrár-3 OTKA zsűri értékelése a pályázat teljesítéséről: „kiválóan megfelelt” a maximálisan adható pontok 100%-val.
- 2002 Nyíregyházi Főiskola Tudományos Bizottsága, FKP-05/2002 kutatási téma: „Multidiszciplináris agrár-környezetgazdálkodási kutatások” (*témavezető dr. Simon László*).
- 2003-2006 Országos Tudományos Kutatási Alapprogram, T43479 program: “A rizoszférában lezajló folyamatok tanulmányozása a fitoremediáció során” (*témavezető dr. Simon László*).
- 2002-2006 Európai Unió COST 631 projekt (European Co-operation in the field of Science and Technology): “Understanding and modelling plant-soil interactions in the rhizosphere environment” (*témavezető Dr. Walter Wenzel és dr. Phillipe Hinsinger, magyarországi igazgató-bizottsági tag: dr. Simon László*).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Először is szeretném megköszönni édesapámnak néhai dr. habil. Simon Lászlónak, a pedagógiai tudomány kandidátusának, főiskolai docensnek, kémia-biológia szakos tanárnak, hogy tudományos érdeklődésemet már gyerekként felkeltette, és 1979-ben középiskolásként megjelent első tudományos cikkem összeállítását elősegítette.

A legőszintébb köszönettel tartozom dr. Pais István professor emeritus úrnak (aki kandidátusi értekezésem témavezetője volt) mindenre kiterjedő támogatásáért, emberségéért, biztatásáért. Neki és dr. Balogh Árpád professzor úrnak (Nyíregyházi Főiskola) köszönhetem, hogy „kutatóvá váltam”, és az oktatói-tudományos pályára kerültem.

Kutatásaim multidiszciplináris jellege miatt munkám során számos intézet kutatójával működtem együtt, akik közreműködése és segítsége nélkül az új tudományos eredmények nem jöhettek volna létre. Segítségüket őszintén köszönöm!

Kutatómunkámat a „University of Georgia” (USA) két intézetében (Kertészeti Tanszék, Athens, GA – közreműködő dr. Tim Smalley és dr. Mark Rieger; Savannah River Ecology Laboratory – dr. Domy Adriano), és a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karán Nyíregyházán, illetve annak jogutódján a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Karán a Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékén (közreműködők Uri Zsuzsanna, dr. Vágvolgyi Sándor) végeztem. Kutatásaim során a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centruma Regionális Agrár-Műszerközpontjának (dr. Győri Zoltán, dr. Kovács Béla, dr. Prokisch József), a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centruma Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszékének (dr. Tamás János), az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének (dr. Biró Borbála), a Nyíregyházi Főiskola Növénytan Tanszékének (dr. Balázs Sándor) és Környezettudományi Tanszékének (dr. Vincze György), a Szent István Egyetem (Gödöllő) Növényélettani Tanszékének (dr. Sente Kálmán), a Debreceni Egyetem Alkalmazott Ökológia Tanszékének (dr. Lakatos Gyula), és a Hajdú-Bihar megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat (Debrecen) (dr. Szegvári Ildikó), valamint a Bécsei Agrártudományi Egyetem Talajtani Tanszékének (dr. Walter Wenzel) munkatársaival működtem együtt.

Szeretném megköszönni továbbá dr. Kádár Imrének (MTA TAKI) a disszertáció beadás előtti átnézését, dr. Várallyay Györgynek és dr. Németh Tamásnak (MTA TAKI) a DSc pályázat összeállításához nyújtott értékes segítségét.

Külön köszönettel tartozom dr. Győri Zoltánnak, dr. Kovács Bélának, és dr. Prokisch Józsefnek, akik a munka analitikai háttérét biztosították.

7. IRODALOMJEGYZÉK

- ADRIANO, D.C., 1986a. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag. New York.
- ADRIANO, D.C., 1986b. A mikroelemek forrásai, esszencialitásuk és biogeokémiai körforgásuk. Kémiai Közlemények 65: 315-343.
- ADRIANO, D.C., 1992. Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.
- ADRIANO, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. (2nd edn.). Springer-Verlag. New York.
- ALBASEL, N., A. COTTENIE, 1985. Heavy metals uptake from contaminated soils as affected by peat, lime and chelate, Soil Science Society of America Journal 49:386-390.
- ALISSON, J.D., D.S. BROWN, K.J. NOVO-GRADAC, 1991. Miteqa2/Prodefa2, a Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- ALLOWAY, B.J. (ed.), 1990. Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London. John Wiley and Sons Inc. New York.
- ANGERER, I.P., B. BIRÓ, K. KÖVES-PÉCHY, A. ANTON, E. KISS, 1998. Indicator microbes of chlorsulfuron addition detected by a simplified soil dilution method. Agrokémia és Talajtan 47:297-305.
- ANDERSEN, A., H.N. HANSEN, 1984. High cadmium and nickel contents in sunflower kernels. Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und-Forschung 179:399-400.
- ÁRKOSI, I., BUNA, B., 1990. A közlekedésből származó nehézfémek (ólom) talaj- és növény szennyező hatásának vizsgálata. Környezetgazdálkodási Kutatások 3:27-61
- ATHALYE, V.V., V. RAMACHANDRAN, T.J. D'SOUZA, 1995. Influence of chelating agents on plant uptake of ^{51}Cr , ^{210}Pb and ^{210}Po . Environmental Pollution 89:47-53.
- BAIDINA, N.L. 1991. Zeolitok alkalmazása nehézfém abszorbensként technogén szennyezett talajokban. Izvestiya Sibirskogo Otdeleniya Akademii Nauk SSSR., Seriya Biologicheskikh Nauk 6:32-38. (oroszul).
- BARBERA, A., 1987. Extraction and dosage of heavy metals from compost-amended soils. In: 1987. Compost: Production, Quality and Use. (Eds.: DE BERTOLDI, M., M.P. FERRANTI, P. L'HERMITE, F. ZUCCONI). Elsevier Applied Science. London and New York. pp. 598-614.
- BAKER, A.J.M., 1981. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. Journal of Plant Nutrition 3: 643-654.
- BAKER A.J.M., R.R. BROOKS, 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery 1:81-126.
- BAKER, A.J.M., S.P. MCGRATH, C.M.D. SIDOLI, D. REEVES, 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. Resources, Conservation and Recycling 11:41-49.
- BALÁZSY S., 2000. Fémek szóródása az ökológiai rendszerekben. Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza.
- BALOGH, I., 1988. Nyírségi savanyú homoktalajok termékenységének növelése kalcium és magnézium visszapótlással. Kandidátusi értekezés. Karcag.
- BAUMGARTNER, J.G., H.P. HAAG, G.D DE OLIVEIRA, D. PERECIN, 1976. Nutricao mineral de hortaliças XXVIII. Tolerancia de cultivares de tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill.) ao alumínio e ao manganês. Anais da Esc. Super. Agric. "Luiz de Queiroz" University of Sao Paulo 33:513-541.

- BEDŐ Z., KARSAI I., VIDA GY., 1992. Bezosztaja 1 és Mironovszkaja 808 származékok csíranövénykori alumínium-toleranciája. *Növénytermelés* 41:393-400.
- BENNET, R.J., C.M. BREEN, 1991. The aluminum signal: New dimensions to mechanisms of aluminum tolerance. In: *Plant-soil interactions at low pH*. (Eds.: WRIGHT, R.J., V.C. BALIGAR, R.P. MURRMANN). Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, The Netherlands. pp. 703-716.
- BERTI, W.R., S.C. CUNNINGHAM, E.M. COOPER, 1998. Case studies in the field – in-place inactivation and phytoremediation of Pb-contaminated sites. In: *Metal-Contaminated Soils: in situ Inactivation and Phytoremediation*. (Eds.: VANGRONSVELD, J., S.C. CUNNINGHAM). Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. pp. 235-248.
- BERTI, W.R., S.C. CUNNINGHAM, 2000. Phytostabilization of metals. In: *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. (Eds: RASKIN I., B D. ENSLEY). John Wiley and Sons, Inc. New York.
- BIRÓ, B., I. VÖRÖS, K. KÖVES-PÉCHY, J. SZEGI, 1993. Symbiont effect of Rhizobium bacteria and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi on *Pisum sativum* in recultivated mine spoils. *Geomicrobiology Journal* 11:275-284.
- BIRÓ, B., K. KÖVES-PÉCHY, I. VÖRÖS, I. KÁDÁR, 1998. Toxicity of some field applied heavy metal salts to the rhizobial and fungal microsymbionts of alfalfa and red clover. *Agrokémia és Talajtan* 47: 265-276.
- BLACK, H, 1995. Absorbing possibilities: phytoremediation. *Environmental Health Perspectives* 103: 1106-1108.
- BLAMEY, F.P.C., D.C. EDMANDES, C.J. ASHER, D.C. EDWARDS, D.M. WHEELER, 1991. Evaluation of solution culture techniques for studying aluminium toxicity in plants. In: *Plant-soil interactions at low pH*. (Eds.: WRIGHT, R.J., V.C. BALIGAR, R.P. MURRMANN). Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, The Netherlands. pp. 905-912.
- BLASKÓ L. 1990. Műtrágyázás hatása az alföldi kötött talajok elsavanyodására. In: *Környezetünk savasodása. Országos Konferencia. Balatonfüred. Környezetgazdálkodási Programiroda. Budapest.*
- BLASKÓ L., 2002. A savanyú talajok termékenységének növelése javítással. In: *Talaj és környezet*. (Szerk.: KÁTAI J., JÁVOR A.). Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum. Debrecen. pp.44-55.
- BOHN, H.L., M.L. MCNEAL, G.A. O'CONNOR, 1985. *Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó – Gondolat Kiadó. Budapest.*
- BÓNA, L., B.F. CARVER, 1992. Őszi búza (*Triticum aestivum* L.) genotípusok csíranövénykori alumínium toxicitással szembeni toleranciája. *Növénytermelés* 41:381-391.
- BÓNA, L., R.J. WRIGHT, V.C. BALLIGAR, 1992. Acid soil tolerance of *Triticum aestivum* L. and *Triticum durum* Desf. wheat genotypes. *Cereal Research Communications* 20:95-101.
- BOWEN, H.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London.
- BOYAJIAN G. E., L. M. CARREIRA, 1997. Phytoremediation: A clean transition from laboratory to marketplace? *Nature Biotechnology* 15: 127-128.
- BRADFORD, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quotation of microgram quantities of protein utilising the principle of protein-dye binding. *Analitical Biochemistry* 72:248-254.
- BROOKS, R.R., 1998. *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International. University Press, Wallingford, Oxon, UK.
- BROADLEY, M.R., N.J. WILLEY, J.C. WILKINS, A.J.M. BAKER, A. MEAD, P.J. WHITE, 2001. Phylogenetic variation in heavy metal accumulation in angiosperms. *New Phytologist* 152:9-27.
- BUJTÁS, K., J. CSILLAG, A. LUKÁCS, G. PÁRTAY, T. NÉMETH, M. TH. VAN GENUCHTEN, 1998. Relations among differently available forms of heavy metals in contaminated soils. *Agrokémia és Talajtan* 47:215-228.

- BUZÁS, I. 1988. Talaj- és agrokémiai módszertan 2. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- BUZÁS I. (szerk.), 1993. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. INDA 4231 Kiadó, Budapest.
- BUZÁS I.-NÉ, CSERNÁTONY CS.-NÉ, HERCZEG A., 1986. A magyarországi talajok pH-csökkenése. *Agrokémia és Talajtan* 35: 63-71.
- BYL, T.D., H.D. SUTTON, S.J. KLAINE, 1994. Evaluation of peroxidase as a biochemical indicator of toxic-chemical exposure in the aquatic plant *Hydrilla verticillata*, royle. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13:509-515.
- CANALI, S., TITTARELLI, F., SEQUI, P. (eds.), 1997. Chromium Environmental Issues. FrancoAngeli, Milano.
- CARY, E.E., W.H. ALLAWAY, O.E. OLSON, 1977a Control of chromium concentration in food plants. 1. Absorption and translocation of chromium by plants. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 25:300-304.
- CARY, E.E., W.H. ALLAWAY, O.E. OLSON, 1977b Control of chromium concentration in food plants. 2. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 25:305-309.
- CHANEY, R. L., M. MALIK, Y. M. LI, S. L. BROWN, E. P. BREWER, J. S. ANGLE, A. J. M. BAKER, 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology* 8:279-284.
- CHATTERJEE J., C. CHATTERJEE, 2000. Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower. *Environmental Pollution* 109:69-74.
- CHLOPECKA, A., D.C. ADRIANO, 1996. Mimicked in-situ stabilization of metals in a cropped soil: bioavailability and chemical form of zinc. *Environmental Science and Technology* 30:3294-3303.
- COLPAERT, J.V., 1998. Biological interactions: the significance of root-microbial symbioses for phytoremediation of metal-contaminated soils. In: *Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation*. (Eds.: VANGRONSVELD, J., S.C. CUNNINGHAM) Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. pp. 75-84.
- COUNCIL ON SOIL TESTING AND PLANT ANALYSIS, 1980. Handbook on Reference Methods for Soil Testing. University of Georgia, Athens, GA, USA.
- CRAMER, M.D; C.H.A. TITUS, 2001. Elevated root zone dissolved inorganic carbon can ameliorate aluminium toxicity in tomato seedlings. *New Phytologist* 152:29-39.
- CUNNINGHAM, S.D., W.R. BERTI, 1993. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *In Vitro Cell Deviation Biology* 29P:207-212.
- CUNNINGHAM, S.D., W.R. BERTI, J.W. HUANG, 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology* 13:393-397.
- CUNNINGHAM S.D., T.A. ANDERSON, A.P. SCHWAB, F.C. HSU, 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in Agronomy* 56:56-114.
- CUNNINGHAM, S.D., D.W. OW, 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* 110:715-719.
- CUNNINGHAM S.D., J.R. SHANN, D.E. CROWLEY, T.A. ANDERSON, 1997. Phytoremediation of contaminated water and soil. In: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. (Eds.: KRUGER E.L., T.A. ANDERSON, J.R. COATS). ACS Symposium Series 664. American Chemical Society. Washington. D.C. pp. 2-17.
- CZAKÓ, M., X. FENG, Y. HE, S. GOLLAPUDI, L. MÁRTON, 2005. Wetland monocots for phytoremediation? In: *Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”*. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: SIMON, L.). Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 83-88.

- CSANÁDY M. 1984. Szennyvíziszapok nehézfém-tartalmának mérése és értékelése. In: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J., BAKONDINÉ K.). MÉM NAK, Budapest. pp. 207-210.
- CSATHÓ P., 1994a. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest.
- CSATHÓ P., 1994b. Nehézfém- és egyéb toxikuselem-fogalom a talaj-növény rendszerben. Agrokémia és Talajtan 43:371-398.
- CSATHÓ P., 2001. Összefüggés a talajsavanyúság mértéke és a mészhatások között a hazai szabadföldi kísérletek adatbázisán, 1950-1998. I. A mészformák és a talajtulajdonságok szerepe a mészhatások megjelenésében. Agrokémia és Talajtan 50: 103-113.
- CSILLAG J., FILEP GY., PINTÉR I., 1991. A szabad Al^{3+} és az Al-hidroxokomplex mennyiségének számítása savanyú talajok folyadékfázisában. Agrokémia és Talajtan 40:203-217.
- CSILLAG, J., A. LUKÁCS, E. MOLNÁR, K. BUJTÁS, K. RAJKAI, 1994. Study of heavy metal overloading of soils in a model experiment. Agrokémia és Talajtan 43:196-210.
- CSILLAG, J., A. LUKÁCS, K. BUJTÁS, T. NÉMETH, 1998. Impact of soil contamination and acidification on heavy metal concentrations in the soil solution. In: Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997). (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 65-73.
- CSILLAG J., FILEP GY., FERENCZ G., LUKÁCS A., 1999a. Az alumínium és a mangánkoncentráció változása a talajoldatban a savterheléstől és a nedvességtartalomtól függően. Agrokémia és Talajtan 48:333-347.
- CSILLAG, J., G. PÁRTAY, A. LUKÁCS, K. BUJTÁS, T. NÉMETH, 1999b. Extraction of soil solution for environmental analysis. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 74:305-324.
- CSILLAG J., LUKÁCS A., BUJTÁS K., PÁRTAY G., 2001. A Cd-, Cr-, Ni-, Pb- és Zn-koncentráció változása a talajoldatban szennyezés és savterhelés hatására, laboratóriumi kísérletben. Agrokémia és Talajtan 50:297-314.
- CSILLAG J., LUKÁCS A., PÁRTAY G., 2002. Nehézfém- és savterhelés hatása a talaj folyadékfázisának összetételére. In: Talaj és környezet. (Szerk.: KÁTAI, J., JÁVOR A.). Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum. Debrecen. pp. 185-194.
- DÁNIEL P., B. KOVÁCS, J. PROKISCH, Z. GYÖRI, 1997. Heavy metal dispersion beside Hungarian roads detected in soils and plants. Chemical Speciation and Bioavailability 9:83-93.
- DE BERTOLDI, M., M.P. FERRANTI, P. L'HERMITE, F. ZUCCONI (eds.), 1987. Compost: Production, Quality and Use. Elsevier Applied Science, London and New York.
- DEBRECZENI B., CZECH R., 1991. A műtrágyázás hatása a talajok könnyen oldható mikroelemtartalmára. Agrokémia és Talajtan 40:140-152.
- DIETL, C., M. WABER, L. PEICHL, O. VIERLE, 1996. Monitoring of airborne metals in grass and depositions. Chemosphere 11:2101-2111.
- DJINGOVA, R., I. KULEFF. 1993. Monitoring of heavy metal pollution by *Taraxacum officinale*. In: Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment (Ed.: MARKERT, B.). VCH. Weinheim. pp. 329-341.
- DUECK T.A., VISSER P., ERNST W.H.O., SCHAT H., 1986. Vesicular-arbuscular mycorrhizae decrease zinc-toxicity to grasses growing in zinc-polluted soil. Soil Biology and Biochemistry 18:331-333.
- DUSHENKOV, S., P.B.A. NANDA KUMAR, H. MOTTO, I. RASKIN, 1995. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. Environmental Science and Technology 29: 1239-1245.

- DUSHENKOV, S., D. VASUDEV, Y. KAPULNIK, D. GLEBA, D. FLISHER, K.C. TING, B.D. ENSLEY, 1997. Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science and Technology* 31:3468-3474.
- DUSHENKOV, S., Y. KAPULNIK, 2000. Phytofiltration of metals. In: *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment* (Eds.: RASKIN, Y., B. D. ENSLEY). John Wiley and Sons, Inc., New York.
- EPSTEIN, E., 2002. *Land Application of Sewage Sludge and Biosolids*. Lewis Publishers. Boca Raton FL. USA.
- FERENCZ K., ZVADA M., 1984. Szennyvíziszap hatása karbonátos, humuszos homoktalajra. *Agrokémia és Talajtan* 33:426-442.
- FERENCZ K., ZVADA M., 1991. Újabb adatok a szennyvíziszap öntözés hatásáról karbonátos humuszos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan* 40:469-476.
- FERGUSON, J.E. 1990. *The Heavy Elements*. Pergamon Press. Oxford.
- FILEP, GY., 1988. *Talajkémia*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- FILEP GY., CSUBÁK M., 1990. A savanyú talajok javításához szükséges mészadag becslésére alkalmas módszerek kiértékelése. *Agrokémia és Talajtan* 39:127-137.
- FILEP, G., J. CSILLAG, 1993. Aluminium mobilization as an aspect of the chemical degradation of the soil. *Agrokémia és Talajtan* 42:79-88.
- FILEP, GY., 1998. Behaviour and fate of pollutants in soil. In: *Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997)*. (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 21-49.
- FILEP, GY., 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. In: *Talajtan*. (Szerk.: STEFANOVITS, P., FILEP GY., FÜLEKY GY.). Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp. 363-381.
- FILEP, GY., 2002. Talajszennyeződés. In: *Talaj és környezet*. (Szerk.: KÁTAI, J., JÁVOR A.). Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum. Debrecen. pp. 63-85.
- FLEIT, E., G. LAKATOS, 2003. Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. *Toxicology Letters* 140-141:323-332.
- FODOR, L., 1998. Effect of heavy metals on wheat and maize crop on brown forest soil. *Agrokémia és Talajtan* 47: 197-206.
- FOY, C.D., G.C. GERLOFF, W.H. GABELMAN, 1973. Differential effects of aluminum on the vegetative growth of tomato cultivars in acid soil and nutrient solution. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 98:427-432.
- FOY, C.D., 1984. Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. In: *Soil acidity and liming* (2nd edn.). (Ed.: ADAMS, F.). Agronomy Monograph 12. American Society of Agronomy Inc. Crop Science Society of Agronomy Inc. Soil Science Society of Agronomy Inc. Madison, WI, USA. pp. 57-97.
- FOY, C.D., 1988. Plant adaptation to acid, aluminum-toxic soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19:959-987.
- FRIESL, W., E. LOMBI, O. HORAK, W.W. WENZEL, 2003. Immobilization of heavy metals in soils using inorganic amendments in a greenhouse study. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166:191-196.
- FÜLE L., 1996. A geoinformációs rendszerek alkalmazása a szennyvíziszap-elhelyezésben Balatonfüzfő térségében. *Agrokémia és Talajtan* 45:279-294.
- FÜLEKY GY., 1995. A mezőgazdasági termelés és a talaj környezetvédelme. *Agrokémia és Talajtan* 44:284-292.

- FÜLEKY, GY., I. DUKÁT, 1998. Biotesting of soil heavy metal pollution. In: Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997). (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 124-131.
- FÜLEKY GY., TERPÓ A., 2000. Soil pollution and vegetation at the traffic junctions in Budapest. In: First International Conference Soil of Urban Industrial, Traffic and Mining Areas. Essen, July 12-18 2000. (Ed.: BURGHARDT W., CH. DORNAUF). Vol. III. pp. 947-951.
- FÜLEKY GY., RÉTHÁTI G., STEFANOVITS P., 2005: Réz és cink adszorpció jellegzetes magyarországi talajokon. *Acta Agronomica Óváriensis* 47:217-226.
- GARZIA, R., I. MAIZ, E. MILLAN, 1996. Heavy metal contamination analysis of roadsoils and grasses from Gipozkoa (Spain). *Environmental Technology* 17:763-770.
- GE, Y., P. MURRAY, S. SAUVÉ, W. HENDERSHOT, 2002. Low metal bioavailability in a contaminated urban site. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21:954-961.
- GINGAS, V.M., T.D. SYNDOR, T.C. WEIDENSAUL, 1988. Effects of simulated acid rain on cadmium mobilization in soils and subsequent uptake and accumulation in poplar and sunflower. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 113:258-261.
- GLASS, A.D.M., 1989. Plant Nutrition. An Introduction to Current Concepts. Jones and Bartlett Publishers, Boston/Portola Valley.
- GONDI F., HALMÓCZKI SZ., LIEBE P., SZABÓ I., SZARKA A., 2003. Tényfeltárás és monitoring. A szennyezett területek tényfeltárása és a kármentesítési monitoring rendszerek. Kármentesítési Útmutató 6. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- GORLACH, E., F. GAMBUS, 1992. A comparison of sensitivity to the toxic action of heavy metals in various plant species. *Polish Journal of Soil Science* 25:207-213.
- GUCCI, R, J.A. FLORE, 1989. The effect of fruiting or fruit removal on leaf photosynthesis and dry matter distribution of tomato. *Advances in Horticultural Sciences* 3:120-125.
- GYÖRI D., 1984. A talaj termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- GYÖRI D., PALKOVICS M.-NÉ, 1991. Talajok és talajjavító anyagok Ca-formáinak és Ca-aktivitásának vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 40:165-172.
- GYÖRI, Z., B. KOVÁCS, A. LÁNYI, I. VÁGÓ. 1992. Distribution of the different trace and toxic elements in the plants of sunflower. In: Proceedings of the International Symposium on Ecological Approaches of Environmental Chemicals. April 15-17, 1991. Debrecen, Hungary. (Eds.: MÉSZÁROS, I., I. GEBEFÜGI, G. LÖRINCI), GSF-Bericht 4/92. Poster Section.
- GYÖRI, Z., K. GOULDING, L. BLAKE, J. PROKISCH, 1996. Changes in the heavy metal contents of soil from the Park Grass Experiment at Rothamsted Experimental Station. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 354:699-702.
- GYÖRI, Z., J. PROKISCH, 1999. Determination of the chromium content of Hungarian winter wheat. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 47: 2751-2754.
- GYÖRI, Z., A. J. PALENCSÁR, B. KOVÁCS, J. PROKISCH, 2000. The effect of fertilization on the Cd-content of winter wheat. 5th International Symposium on Environmental Geochemistry. April 24-29, 2000. University of Cape Town, South Africa. Conference Abstracts and Scientific Programme. p. 84.
- GYÖRI Z., ALAPI K., 2002. Talajvizsgálatok a nehézfém terhelés utáni szennyezett tiszai ártéren. In: Talaj és környezet. (Szerk.: KÁTAI, J., JÁVOR A.). Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum. Debrecen. pp. 250-258.
- GWOREK, B., 1992. Lead inactivation by zeolites. *Plant and Soil* 143:71-74.
- HAIDEKKER, B., 2002. A szennyvíziszap-felhasználás előnyei és veszélyei. Környezetvédelmi Füzetek. BME OMIKK, Budapest.

- HANGYEL L., KRISZTIÁN J., 1995. Települési szennyvíziszap hasznosítása külszíni szénbányák meddőhányójának rekultivációjára Visontán és Ecséden. *Agrokémia és Talajtan* 44:399-402.
- HARGITAINÉ TÓTH Á., 1995. A Mn és a Cd kémiai formái Ca-bentonit, Ca-kaolinit/Mn(ClO₄)₂ és Ca-bentonit/Cd(ClO₄)₂, CdCl₂ rendszerben. *Agrokémia és Talajtan* 44:409-418.
- HARLEY, J.L., 1989. The significance of mycorrhiza. *Mycology Research* 92:129-139.
- HATALYÁK Z., SZALAI GY. 1994. Mezőgazdasági hasznosítású területen elhelyezett települési szennyvíziszap tartamhatás vizsgálatának eredményei. *Hidrológiai Közlöny* 74:67-75.
- HAUG, A., 1984. Molecular aspects of aluminum toxicity. *CRC Critical Reviews in Plant Sciences* 1:345-373.
- HAUG, A., B. SHI, 1991. Biochemical basis of aluminum tolerance in plant cells. In: *Plant-soil interactions at low pH*. (Eds.: WRIGHT, R.J., V.C. BALIGAR, R.P. MURRMANN). Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, The Netherlands. pp. 839-850.
- HEGEDŰS, A., S. ERDEI, G. HORVÁTH, 2001. Comparative studies of H₂O₂ detoxifying enzymes in green and greening barley seedlings under cadmium stress. *Plant Science* 160:1085-1093.
- HENRY, L.C., R.B. HARRISON, 1992. Fate of trace metals in sewage sludge compost. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*. (Ed.: ADRIANO, D.C.). Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 195-216.
- HELLEBUST, J.A., D.F. FORWARD, 1962. The invertase of the corn radicle and its activity in successive stages of growth. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique* 40:113-126.
- HERNÁNDEZ, T., J. I. MORENO, F. COSTA, 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Science and Plant Nutrition* 37:201-210.
- HETRICK, B.A.D., G.W.T WILSON, D.A.H FIGGE, 1994. The influence of mycorrhizal symbiosis and fertilizer amendments on establishment of vegetation in heavy metal mine spoil. *Environmental Pollution* 86:170-179.
- HILDEBRANDT, U., M. KALDORF, H. BOTHE, 1999. The zinc violet and its colonization by arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Plant Physiology* 154:709-717.
- HOUBA, V.J.G., I. NOVOZAMSKY, A.M. HUYBREGTS, J.J. VAN DER LEE, 1986. Comparison of soil extractions by 0.01 M CaCl₂ by EUF and some conventional extraction procedures. *Plant and Soil* 96:433-437.
- HOWELER, R.H., 1991. Identifying plants adaptable to low pH conditions. In: *Plant-soil interactions at low pH*. (Eds.: WRIGHT, R.J., V.C. BALIGAR, R.P MURRMANN). Kluwer Academic Publisher, Dordrecht. The Netherlands. pp. 885-904.
- HUANG, J.W., J. CHEN, W.R. BERTI, S.D. CUNNINGHAM, 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science and Technology* 31:800-805.
- HUANG, J.W., M.J. BLAYLOCK, Y.K. KAPULNIK, B.D. ENSLEY, 1998. Phytoremediation of uranium-contaminated soils. Role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. *Environmental Science and Technology* 32:2004-2008.
- HUTCHINSON, T.C., K.M. MEEMA, 1987. Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment. John Wiley and Sons. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- HUTTON, M., R.L. CHANEY, C.R. KRISHNA MURTI, M.A. OLADE, A.L. PAGE, 1987. Group Report: Cadmium. In: *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. Chapter 3. (Eds.: HUTCHINSON, T.R., K.M. MEEMA). SCOPE, John Wiley and Sons Ltd. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore. pp. 35-41.
- JÁSZBERÉNYI, I., J. LOCH, J. SARKADI, 1994. Experiences with 0,01 M CaCl₂ as an extraction reagent for use as a soil testing procedure in Hungary. *Communications in Soil and Plant Analysis* 23:2029-2034

- JONES, J.B. Jr., 1983. A Guide for the Hydroponic & Soilless Culture Grower. Timber Press. Portland, Oregon.
- JONES, J.B., Jr., V.W. CASE. 1990. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. In.: Soil testing and plant analysis (3rd edition). (Ed. WESTERMAN, R.L.). Soil Science Society of America, Madison, WI. pp. 389-427.
- JUSTE, C., M. MENCH, 1992. Long term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In: Biogeochemistry of Trace Metals. (Ed.: ADRIANO, D.C.). Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 159-193.
- KABATA-PENDIAS, A., S. DUDKA, 1991. Trace metal contents of *Taraxacum officinale* (dandelion) as a convenient environmental indicator. Environmental Geochemistry and Health 13:108-113.
- KABATA-PENDIAS, A., H. PENDIAS, 1992. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press. Boca Raton, Ann Arbor, London.
- KABATA-PENDIAS, A., A. KRAKOWIAK, 1998. Useful phytoindicator (dandelion) for trace metal pollution. In: Proc. 5th Int. Conf. Transport, Fate and Effects of Silver in the Environment. (Eds.: ANDREN, A.W., T.W. BOBER). Argentum, Madison, WI. p.145.
- KABATA-PENDIAS, A. H. PENDIAS, 2001. Trace Elements in Soils and Plants (3rd edition). CRC Press LLC. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.
- KÁDÁR, I., 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. KTM, MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR, I., 1992. A növény táplálás alapelvei és módszerei. MTA-TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1993. Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. Növénytermelés 42:185-190.
- KÁDÁR, I., J. KONCZ, 1993. Effect of traffic and urban-industrial load on soil. Acta Agronomica Hungarica 42:155-161.
- KÁDÁR, I., SZEMES I., 1994. A nyírlugosi tartamkísérlet 30 éve. MTA-TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Akaprint. KTM, MTA TAKI, Budapest.
- KÁDÁR I., PUSZTAI A., 1997. N-műtrágyák vizsgálata tenyészedény-kísérletben. III. Savanyú homoktalaj (Nyírlugos). Agrokémia és Talajtan 46:245-258.
- KÁDÁR, I. 1998a. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv 2. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest.
- KÁDÁR, I. 1998b. Talaj és a környezet szennyeződése. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Gyöngyös. (főiskolai jegyzet).
- KÁDÁR, I. 1998c. Savanyú talajok meszezésének szükségessége teljeskörű állami támogatással. In: Talajsavanyodási helyzetkép és megoldások. (Szerk.: SCHMIDT R., SZAKÁL P.). Pannon Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar. Mosonmagyaróvár. pp.13-71.
- KÁDÁR, I., B. MORVAI, 1998. Effect of micropollutants on soil and crop on calcareous sandy soil. Agrokémia és Talajtan 47:207-215.
- KÁDÁR, I., B. MORVAI, L. SZABÓ, 1998. Phytotoxicity of heavy metals in long-term field experiments pollution. In: Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997). (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 138-143.
- KÁDÁR I., 1999. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. Agrokémia és Talajtan 48:561-581.
- KÁDÁR I., 2000. Szennyezett területek/talajok mintavételének problémái. Agrokémia és Talajtan 49:541-556.

- KÁDÁR I., PROKISCH J., 2000. Mikroelem-terhelés hatása a burgonya termésére és elemtartalmára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 49:447-464.
- KÁDÁR I., RADICS L., BANA K.-NÉ, 2000a. Mikroelem-terhelés hatása a kukoricaállományra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 49:181-204.
- KÁDÁR I., RADICS L., D. HUSSEIN, 2000b. Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépatermésre karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 49:427-446.
- KÁDÁR I., 2001. Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. I. Termés és ásványi összetétel. *Agrokémia és Talajtan* 50:62-82.
- KÁDÁR I., D. HUSSEIN, 2001. Mikroelem-terhelés hatása a búzára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 50:353-370.
- KÁDÁR I., D. HUSSEIN, RADICS L., 2001a. Mikroelem-terhelés hatása a spenótra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 50:335-353.
- KÁDÁR I., KONCZ J., RADICS L., 2001b. Mikroelem-terhelés hatása céklára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 50:315-334.
- KÁDÁR I., KÖVES PÉCHY K., VÖRÖS I., BIRÓ B., 2001c. Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. II. Elemfelvétel, minőség és gyökérszimbiózis. *Agrokémia és Talajtan* 50:83-102.
- KÁDÁR I., 2003. Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52:105-120.
- KÁDÁR I., GONDOLA, I., 2003. Effect of environmental factors on tobacco leaves composition. In: *Mikroelemek a táplálékláncban*. (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. p. 125-133.
- KÁDÁR I., D. HUSSEIN, 2003. Mikroelem-terhelés hatása a sóskára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52:93-104.
- KÁDÁR I., R. KASTORI, BERNÁTH J., 2003. Mikroelem-terhelés hatása a mák karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52:347-362.
- KÁDÁR I., R. KASTORI, 2003. Mikroelem-terhelés hatása a repcére karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52:331-346.
- KÁDÁR I., PÁLVÖLGYI L., 2003. Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 52: 79-92.
- KÁDÁR, I. 2004. A talaj és a tápláléklánc szennyeződése. In: *Talajtani Vándorgyűlés*. Kecskemét. 2004. aug. 24-26. (Szerk.: ANTAL K., MICHÉLI E., SZABÓNÉ KELE G.). Talajvédelem (különszám). Talajvédelmi Alapítvány, Budapest. pp.130-137.
- KÁDÁR I., T. NÉMETH, 2005. Leaching of microelement contaminants: a long-term field study. *Zeitschrift für Naturforschung* 60c:260-264.
- KADLICKÓ B., 1995. A barna erdőtalajok krónikus elsavanyodásának megakadályozása, a talajjavítás hatása mezőgazdasági területeken. *Agrokémia és Talajtan* 44:329-337.
- KALDORF, M., A.J. KUHN, W.H. SCHRÖDER, U. HILDEBRANDT, H. BOTHE. 1999. Selective element deposits in maize colonized by a heavy metal tolerance conferring arbuscular mycorrhizal fungus. *Journal of Plant Physiology* 154:718–728.
- KAMBUROVA, M. V. RANKOV, 1995. The chromium content in the products of some vegetables. *Agrochimica* 39:260-266.
- KASTORI, R., M. PETROVIC, N. PETROVIC, 1992. Effect of excess lead, cadmium, copper, and zinc on water relations in sunflower. *Journal of Plant Nutrition* 15:2427-2439.

- KÁTAI, J., 1992. Kölcsönhatások a talajtulajdonságok, néhány agrotechnikai eljárás és a mikrobiológiai aktivitás között. Kandidátusi értekezés. Debrecen.
- KEANE B., M.H. COLLIER, J.R. SHANN, S.H. ROGSTAD, 2001. Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter. *Science of the Total Environment* 281:63-78.
- KERESZTÚRI P., LAKATOS Gy., 2003. Különböző virágos növények fitostabilizációs alkalmazhatóságának értékelése krómmal szennyezett talajok esetében. In: *Mikroelemek a táplálékláncban*. (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó. pp. 34-45.
- KHAN, A.G., C. KUEK, T.M. CHAUDRY, C.S. KHOO, W.J. HAYES, 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41:197-207.
- KIEKENS, L., I. DEROO, R. CAMERLYNCK, 1987. Uptake and translocation of different forms of chromium by plants. In *Proceedings of the 2nd International Trace Element Symposium*, Budapest, Hungary, June 1986 (Ed.: Pais, I). University of Horticulture, Budapest. pp 133-147.
- KORCAK, R.F., D.S. FANNING, 1985. Availability of applied heavy metals as a function of type of soil material and metal source. *Soil Science* 140:23-34.
- KORMANIK P.P., W.C. BRYAN, R.C. SCHULTZ. 1980. Procedures and equipment for staining large numbers of plant-root samples for endomycorrhizal assay. *Canadian Journal of Microbiology* 26:536-538.
- KOVÁCS, B., Z. GYÖRI, J. PROKISCH, J. LOCH, P. DÁNIEL, 1996. A study of plant sample preparation and inductively coupled plasma emission spectrometry parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27:1177-1198.
- KOVÁCS, B., J. PROKISCH, Z. GYÖRI, A. BALLA KOVÁCS, A.J. PALENCsÁR, 2000. Studies on soil sample preparation for inductively coupled plasma atomic emission spectrometry analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31:1949-1963.
- KOVÁCS, M., I. NYÁRI, I. 1984. Budapesti közterületek talajainak nehézfém-tartalma. *Agrokémia és Talajtan* 33: 501-510.
- KOVÁCS, M., J. PODANI, P. KLINCSEK, M. DINKA, K. TÖRÖK, 1981. Element composition of the leaves of some deciduous trees and the biological indication of heavy metals in an urban-industrial environment. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 27:43-52.
- KOVÁCS M., PODANI J., TUBA Z., TURCSÁNYI G., 1986. A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények. *Mezőgazdasági Kiadó*, Budapest.
- KÖLES P., 1995. A közúti közlekedés során kibocsátott nehézfémek hatása a környezetre. *Agrokémia és Talajtan* 44:441-448.
- KÖLES P., PÓTI P., FORGÓ M., NEMCSICS T., NASZRADI T., 1997. A közúti közlekedés nehézfém-szennyező hatása kukoricaállományokban. *Növénytermelés* 46:255-266.
- KREBS, R. S.K. GUPTA, 1994. Softe Sanierung schwermetallbelasteter Böden. *Agrarforschung*. 1:349-352.
- KRISZTIÁN J., KADLICSKÓ B., HOLLÓ S., 1995. Barna erdőtalajok krónikus elsavanyodása. *Agrokémia és Talajtan* 44:326-328.
- KUMAR, N.P.B.A., S. DUSHENKOV, H. MOTTO, I. RASKIN, 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29:1239-1245.
- KÜPPER, H., E. LOMBI, F.J. ZHAO, G. WIESHAMMER, S.P. MCGRATH, 2001. Cellular compartmentation of nickel in the hyperaccumulators *Alyssum lesbiacum*, *Alyssum bertolonii* and *Thlaspi goesingense*. *Journal of Experimental Botany* 52 2291-2300.

- LAHOUTI, M., P.J. PETERSON, 1979. Chromium accumulation and distribution in crop plants. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 30:136-142.
- LAGRIFFOUL, A., B. MOCQUOT, M. MENCH, J. VANGRONSVELD, 1998. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays*). *Plant and Soil* 200:241-250.
- LAHOUTI, M., P.J. PETERSON, 1979. Chromium accumulation and distribution in crop plants. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 30:136-142.
- LAKANEN E., R. ERVIÖ, 1971. A comparison of eight extractants for determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agronomica Fennica* 123: 23-232.
- LAKATOS, G., I. MÉSZÁROS, A. TÓTH, P. KERESZTÚRI, É. GALICZ, V. PAKSI, 2002. Study on phytostabilization and phytoextraction in Hungarian practice. In: COST Action 837. 4th WG2 Workshop, Bordeaux'2002. Risk assessment and sustainable land management using plants in trace element-contaminated soils. (Eds.: MENCH, M., B. MOCQUOT). Institut National de la Recherche Agronomique, Villenave d'Omon, France. pp. 144-145.
- LAPERCHE, V., T.J. LOGAN, P. GADDAM, S.J. TRAINA, 1997. Effect of apatite amendments on plant uptake of lead from contaminated soil, *Environmental Science and Technology* 31:2745-2753.
- LÁSZTITY B., 1999. Néhány nem esszenciális mikroelem koncentrációja és felhalmozódásának dinamikája kölesben (*Panicum miliaceum* L.). *Agrokémia és Talajtan* 48:89-98.
- LAVADO, R.S., M.B. RODRIGUEZ, M.A. TABOADA, 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture Ecosystems and Environment* 109: 360-364.
- LEHOCZKY, É., I. SZABADOS, P. MARTH, 1996. Cadmium content of plants as affected by soil cadmium concentration. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27:1765-1777.
- LEHOCZKY, É., P. MARTH, I. SZABADOS, A. SZOMOLÁNYI, 1998a. Effect of liming on the heavy metal uptake of lettuce. *Agrokémia és Talajtan* 47:229-234.
- LEHOCZKY, É., SZABÓ, L., HORVÁTH, SZ., 1998b. Cadmium uptake by lettuce in different soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29:1903-1912.
- LEHOCZKY, É., T. NÉMETH, Zs. KISS, T. SZALAI, 2002. Cadmium and lead uptake by ryegrass, lettuce and white mustard plants on different soils. *Agrokémia és Talajtan* 51:201-210.
- LEHOCZKY, É., 2003. A növényi kadmiumfelvétel tanulmányozása meszezési kísérletben. In: *Mikroelemek a táplálékláncban* (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. p. 157-165.
- LEPP, N.W. (ed.) 1981. *Effects of Heavy Metal Pollution on Plants*. Vol. 1. *Effects of Trace Elements on Plant Function*. Applied Science Publishers, London and New Jersey.
- LEYVAL, C., K. TURNAU, K. HASELWANDTER, 1997. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* 7:139-154.
- LI, Y-M., R.L. CHANEY, A.A. SCHNEITER, 1994. Effect of soil chloride level on cadmium concentration in sunflower kernels. *Plant and Soil* 167:275-280.
- LI, Y-M., R.L. CHANEY, A.A. SCHNEITER, J.F. MILLER, 1995. Genotypic variation in kernel cadmium concentration in sunflower germplasm under varying soil conditions. *Crop Science* 35:137-141.
- LI, Y-M., R.L. CHANEY, A.A. SCHNEITER, B.L. JOHNSON, 1996. Effect of field limestone applications on cadmium content of sunflower (*Helianthus annuus* L.) leaves and kernels. *Plant and Soil* 180:297-302.
- LI, Y.M., R.L. CHANEY, G. SIEBIELEC, B.A. KERSCHNER, 2000. Response of four turfgrass cultivars to limestone and biosolids-compost amendment of a zinc and cadmium contaminated soil at Palmerton, Pennsylvania. *Journal of Environmental Quality* 29:1440-1447.

- LOCH, J., Z. GYÖRI, Z. I. VÁGÓ, 1993. Examining the Cr uptake of Italian ryegrass from inorganic compounds and sewage-sludge in pot experiments. *The Science of the Total Environment*, Supplement. 347-365.
- LOCH J., 1999. A hazai talajok magnézium-ellátottságának jellemzése és a magnéziumtrágyázás. Akadémiai doktori értekezés. Debrecen.
- LUO, H.M., T. WATANABE, T. SHINANO, T. TADANO, 1999. Comparison of aluminum tolerance and phosphate absorption between rape (*Brassica napus* L.) and tomato (*Lycopersicum esculentum* Mill.) in relation to organic acid exudation. *Soil Science and Plant Nutrition* 45:897-907.
- LYNE, R.L., T. AP REES, 1971. Invertase and sugar content during differentiation of roots of *Pisum sativum*. *Phytochemistry* 10:2593-2599.
- MA, J.F. 2005a. Plant root responses to three abundant soil minerals: Silicon, aluminum and iron. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24:267-281.
- MA, J.F. 2005b. Physiological mechanisms of Al resistance in higher plants. *Soil Science and Plant Nutrition* 51:609-612.
- MACNICOL, R.D., P.H.T. BECKETT, 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85:107-129.
- MANAHAN, S.E., 1994. *Environmental Chemistry*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- MARKERT, B. (ed.), 1993. *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*.
- MARKERT, B., U. HERPIN, U. SIEWERS, J. BERLEKAMP, H., LIETH, 1996. The German heavy metal survey by means of mosses. *Science of the Total Environment* 182: 159-168.
- MÁRKUS F., 1992. Az intenzív mezőgazdaság és földhasználat hatása a természeti értékekre Magyarországon. WWF-füzetek 1. Veszprémi Nyomda.
- MARSCHNER, H., 1991. Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. In: *Plant-soil interactions at low pH*. (Eds.: WRIGHT, R.J., V.C. BALIGAR, R.P. MURRMANN). Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, The Netherlands. pp. 683-702.
- MARTIN, H.W., T.R. YOUNG, D.I. KAPLAN, L. SIMON, D.C. ADRIANO, 1996. Evaluation of three herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel and vanadium. *Plant and Soil* 182: 199-207.
- MÁRTON L. NÁDASY M., 1987. Meszezés hatásának vizsgálata barna erdőtalajon. In: *A mezőgazdaság kemizálása XVII*. (Szerk.: BLASKE Z-NÉ). NEVIKI, Keszthely. pp. 133-136.
- MÁRTON L., 2004. Talajsavanyodás újabb eredményei a nyírlugosi tartamkísérletben. In: *Talajtani Vándorgyűlés. Kecskemét. 2004. aug. 24-26*. (Szerk.: ANTAL K., MICHÉLI E., SZABÓNÉ KELE G.). Talajvédelem (különszám). Talajvédelmi Alapítvány, Budapest. pp.116-119.
- MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G., ANTON A., 2004. Toxikus elem-szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval. *Agrokémia és Talajtan* 53:413-432.
- MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G., SZABÓ L., ANTON A., MÁTHÉ P., ORGOVÁNYI B., 2004. Kadmium-szennyezés utóhatása a talajra és növényekre egy barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan* 53:143-154.
- MATSUMOTO, H, 2005. Molecular aspect of Al tolerance in crop plants: Novel Al-activated malate transporter gene in wheat roots. *Soil Science and Plant Nutrition* 51: 613-615.
- MCGRATH, S.P., 1998. Phytoextraction for soil remediation. In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals* (Ed.: BROOKS, R. R.). CAB International. Wallingford.
- MCGRATH S.P., F.J. ZHAO, E. LOMBI, 2001. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant and Soil* 232:207-214.

- MCGRATH S.P., F.J. ZHAO, E. LOMBI, 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Advances in Agronomy* 75: 1-56. Academic Press Inc., San Diego.
- MENCH, M., J. VANGRONSVELD, N.W. LEPP, R. EDWARDS, 1998. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: *Metal-Contaminated Soils: In situ Inactivation and Phytoremediation*. (Eds.: VANGRONSVELD, J., S.C. CUNNINGHAM). Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. pp. 151-182.
- MENCH, M., J. VANGRONSVELD, H. CLIJSTERS, N. W. LEPP, R. EDWARDS, 2000. In situ metal immobilization and phytostabilization of contaminated soils. In: *Phytoremediation of contaminated soil and water* (Eds: TERRY N., G. BAÑUELOS). Lewis Publishers, Boca Raton, London, New York, Washington D.C. pp. 323-358.
- MERCADO, B.T., J.R. VELASCO, 1961. Progress report: Effect of aluminum on the growth of coconut and other plants. *Philippine Agriculture* 45:268-274.
- MI-08-1735-1990. MEZŐGAZDASÁGI ÉS ÉLELMEZÉSÜGYI ÁGAZATI MŰSZAKI IRÁNYELV. Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése.
- MICHÉLI, E., GY. VÁRALLYAY, L. PÁSZTOR, J. SZABÓ, 2003. Land degradation in Hungary. In: *The JMRC Enlargement Action, Workshop 10-B, Land Degradation*. (Eds.: JONES, R.J.A., L. MONTANARELLA). European Commission. Joint Research Centre. Ispra. pp. 198-206.
- MINEYEV, V.G., A.V. KOCHETAVKIN, B. NGUYEN-VAN, 1990. Use of natural zeolites to prevent heavy-metal pollution of soils and plants. *Soviet Soil Science* 22:72-79.
- MOLNÁR, E., T. NÉMETH, O. PÁLMAI, 1995. Problems of Heavy Metal Pollution in Hungary. In: *Heavy Metals: Problems and Solutions*. (Eds.: SALOMONS, W., V. FÖRSTNER, V.P. MADER). Springer-Verlag. Berlin. pp. 323-344.
- MOLNÁROS I., GRÁCZOL CS., 2000. A talajok réz-, cink- és mangántartalmának összehasonlítása KCl-EDTA, Lakanen-Erviö és töménysavas feltárással a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer vizsgálatai alapján. *Agrokémia és Talajtan* 49:127-144.
- MOCQUOT, B., J. VANGRONSVELD, H. CLIJSTERS, M. MENCH, 1996. Copper toxicity in young maize (*Zea mays* L.) plants: effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and enzyme activities. *Plant and Soil* 182:287-300.
- MORAN, R., D. PORATH, 1980. Chlorophyll determination in intact tissues using N, N-dimethylformamide. *Plant Physiology* 65:478-479.
- MORAN, R., 1982. Formulae for determination of chlorophyllous pigments extracted with N, N-dimethylformamide. *Plant Physiology* 69:1376-1381.
- MORVAI B., TAKÁCS M., 1999. Szilikátásványok rézadszorpciója. *Agrokémia és Talajtan* 48:134-146.
- MSZ-08 0205, 1978. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest.
- MSZ-08 0206/2, 1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest.
- MSZ-08 0215, 1978. A talaj kation adszorpció kapacitásának meghatározása. Módosított Mehlich eljárás. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest.
- MSZ-08-1783-6-83, 1983. Nagyteljesítményű műszersorok alkalmazása a növényvizsgálatokban. Növényi anyagok nitrogéntartalmának mennyiségi meghatározása. Magyar Szabványügyi Hivatal. Budapest.
- MSZ-21450/52, 1983. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest.
- MSZ 318/2-85, 1985. Szennyvíziszap vizsgálata. Mintavétel. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest.

- MSZ-10-509, 1992. Kommunális szennyvíziszapokból készült komposztok vizsgálata és minősítése. Magyar Szabványügyi Hivatal. Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- MSZ 21470-50, 1998. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület. Budapest.
- MSZ-20135, 1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.
- MURÁNYI A., 1987-1988. Savkezelés hatása a talajsavanyúság különböző formáira. *Agrokémia és Talajtan* 36-37:65-78.
- MURÁNYI, A., B. SEELING, E. LADEWIG, A. JUNGK, 1994. Acidification in the rhizosphere of rape seedlings and in bulk soil by nitrification and ammonium uptake. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkulture* 157:61-65.
- MURÁNYI A., FÜLEKY GY., 1997. Ammóniumfelvétel hatása a gyökérkörnyezet savanyodására és az angolperje csíranövény ólomfelvételére. *Agrokémia és Talajtan* 46:185-196.
- MURÁNYI A., FÜLEKY GY., G. JÓZEFACIUK, 1997. Ammóniumfelvétel hatása a gyökérkörnyezet savanyodására és az angolperje csíranövény kadmiumfelvételére. *Agrokémia és Talajtan* 46:197-206.
- MURÁNYI A., 2002. A növény által felvehető talajoldat nehézfém szennyezettsége. In: *Talaj és környezet.* (Szerk.: KÁTAI, J., JÁVOR A.). Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum. Debrecen. pp. 195-205.
- MURRAY, P., Y. GE, W.H. HENDERSHOT, 2000. Evaluating three trace metal contaminated sites: a field and laboratory investigation. *Environmental Pollution* 107:127-135.
- MYTTENAERE, C., J.M. MOUSNY, 1974. The distribution of chromium-51 in lowland rice in relation to the chemical form and to the amount of stable chromium in the nutrient solution. *Plant and Soil* 41:65-72.
- NAÁR, Z., F. ROMÁN, A. FÜZY, 2002. Correlations between indigenous mycoparasitic and symbiotic beneficial fungi at heavy metal stress. *Agrokémia és Talajtan* 51:115-122.
- NASHRALLA, M.M., E.A ALI, 1985. Lead accumulation in edible portions of crops grown near Egyptian traffic roads. *Agriculture Ecosystems and Environment* 13: 73-82.
- NASZRADI T., KÖLES P., BALÁZS K., PIRKÓ B., 2003. Ólomtartalom-vizsgálatok egy elszikkasztó terület talajában Gödöllő belterületén. *Agrokémia és Talajtan* 52:133-144.
- NEGRI, M.C., R.R HINCHMAN, 2000. The use of plants for the treatment of radionuclides. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment.* (Eds.: RASKIN, Y.; B.D. ENSLEY). John Wiley and Sons, Inc. New York. pp. 107-132.
- NÉMETH, T., E. MOLNÁR, J. CSILLAG, K. BUJTÁS, A. LUKÁCS, G. PÁRTAY, 1993. Fate and plant uptake of heavy metals in soil-plant systems studied on soil monoliths. *Agrokémia és Talajtan* 42:195-206.
- NÉMETH T., KÁDÁR I., 1998. A meszezés tápanyaggazdálkodási vonatkozásai. *Gyakorlati Agrofórum* IX. évf. 4/M: 13-15.
- NÉMETH T., PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI Zs., CSÖKLI G., ZÁGONI B., 2000. Talajdegradációs folyamatok térinformatikai alapú, térségi szintű elemzése. *Agrokémia és Talajtan* 49:3-19.
- NÉMETH T., STEFANOVITS P., VÁRALLYAY GY., 2005. Talajvédelem. Országos Talajvédelmi Stratégia tudományos háttere. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- NRIAGU, J.O., 1990. Global metal pollution, poisoning the biosphere? *Environment* 32:7-33.
- OBUKHOV, A.I., I.O. PLEKHANOVA, 1995. Nehézfémekkel szennyezett dernopodzol talajok detoxifikálása: elméleti és gyakorlati nézőpontok. *Agrokémia* 2:108-116. (oroszul).

- OHKI, K., 1986. Photosynthesis, chlorophyll, and transpiration responses in aluminum stressed wheat and sorghum. *Crop Science* 26:572-575.
- OSZTOICS A., CSATHÓ P., NÉMETH T., 1997. Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata. I. A foszfortrágyák összehasonlító vizsgálata a tavaszi árpa termésére és foszfortartalmára tenyészedeny-kísérletben különböző talajokon. *Agrokémia és Talajtan* 46:289-307.
- OSZTOICS E., CSATHÓ P., MAGYAR M., BACZÓ G.-NÉ, RADIMSZKY L., 2003. Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata. III. A talajtulajdonságok, a foszforforma és foszforadag hatása a vörös here Cd-, Cr- és Sr-koncentrációjára tenyészedeny-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan* 52:363-382.
- OSZTOICS E., CSATHÓ P., RADIMSZKY L., 2004. Az algériai nyersfoszfát és a szuperfoszfát hatásának vizsgálata. IV. A talajtulajdonságok, a foszfortrágyák és a foszforadatok hatása a vörös here Mn-, Ni-, Al-, Co- és Mo-koncentrációjára tenyészedeny-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan* 53:125-142.
- OSZTOICS E., CSATHÓ P., RADIMSZKY L., 2005. Az algériai nyersfoszfát és szuperfoszfát hatásának vizsgálata V. A talajtulajdonságok és a foszfortrágyák hatása a tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) Cd-, Cr-, Co-, Ni-, Sr-, Mn-, Al- és Mo-koncentrációjára tenyészedeny-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan* 54:105-120.
- ÖZTÜRK, M.A., I. TÜRKAN, 1993. Heavy metal accumulation by plants growing alongside the motor roads: a case study from Turkey. In: *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment.* (Ed.: MARKERT, B.). VCH. Weinheim. pp. 29-341.
- PAIS I., 1980. A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- PAIS, I., 1996. A nem-létfontosságú nyomelemek. Irodalmi áttekintés. Béres Rt. Budapest.
- PAIS, I., J.B. JONES, Jr., 1997. *The Handbook of Trace Elements.* St. Lucie Press. Boca Raton.
- PAIS, I., 1999. A mikroelemek jelentősége az életben. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- PÁL K.-NÉ, 1996. A szennyvíziszap-kezelés fejlesztési irányai Európában. Környezetvédelmi Füzetek. Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár. Budapest.
- PÁL K.-NÉ, 2002. Kadmium a környezetben. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító:2217. Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár. Budapest.
- PAP J., PAPNÉ KRÁNITZ E., 1997. A település eredetű szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének másfél évtizedes tapasztalatai. *Vízügyi Panoráma* 1:11-14.
- PÁRTAY, G., A. LUKÁCS, T. NÉMETH, 1994. Soil monolith studies with heavy metal-containing sewage sludge. *Agrokémia és Talajtan* 43:211-221.
- PETHŐ M., 1993. Mezőgazdasági növények élettana. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- PETRÓCZKI F., KÉSMÁRKI, I., GERGELY I., 2005. A komposztált szennyvíziszap réz- és cinktartalmának hasznosítása a mezőgazdaságban. *Acta Agronomica Óváriensis* 47:67-74.
- PETRUZZELLI, G., M. OTTAVIANI, L. LUBRANO, E. VESCHETTI, 1994. Characterization of heavy metal mobile species in sewage sludge for agricultural utilization. *Agrochimica* 38:277-284.
- PEUKE, A., H. RENNENBERG, 2005. Phytoremediation with transgenic trees. *Zeitschrift für Naturforschung* 60c:199-207.
- PIRON-FRENET, M., F. BUREAU, A. PINEAU, 1994. Lead accumulation in surface roadside soil: its relationship to traffic density and meteorological parameters. *Science of the Total Environment* 182: 159-168.
- POSTMA J.W.M., W.G. KELTJENS, W.H. VAN RIEMSDIJK, 2005. Calcium-(organo)aluminum-proton competition for adsorption to tomato root cell walls: Experimental data and exchange model calculations. *Environmental Science and Technology* 39:5247-5254.

- PRASAD, M.N.V., K.S. SAJWAN, R. NAIDU (eds.), 2005. Trace Elements in the Environment. Biochemistry, Biotechnology and Bioremediation. CRC Press Taylor and Francis Group. Boca Raton FL, USA.
- PROKISCH J., KOVÁCS B., GYŐRI Z., LOCH J., 1995a. A talajban zajló króm(VI) redukció tanulmányozása ICP-hez kapcsolt ionkromatográffal. *Agrokémia és Talajtan* 44:101-109.
- PROKISCH, J., B. KOVÁCS, Z. GYŐRI, J. LOCH, 1995b. A simple and inexpensive method for chromium speciation in soil extracts. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 26:2051-2065.
- PROKISCH, J., B. KOVÁCS, L. SIMON, I. SZEGVÁRI, 2000a. Chromium(III) complexes in soil: toxicity and bioavailability. 5th International Symposium on Environmental Geochemistry. University of Cape Town, South Africa. April, 2000. Conference Abstracts and Scientific Programme. p 83.
- PROKISCH, J., B. KOVÁCS, A. J. PALENCsÁR, I. SZEGVÁRI, Z. GYŐRI, 2000b. Yttrium normalisation: a new tool for detection of chromium contamination in soil samples. *Environmental Geochemistry and Health* 22:317-323.
- PULFORD I.D., C. WATSON, 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environment International* 29: 529-540.
- RADKE, M. 1993. Schwermetalle und Kohlenwasserstoff in unserer Nahrung. *Forderungsdienst* 41:64-68.
- RADWAN, F.I. 1991. Effect of sewage sludge on some sunflower and barley characteristics. *Annals of Agricultural Science, Moshtohor* 29:1333-1344.
- RASKIN I., P.B.A.N. KUMAR, S. DUSCHENKOV, D.E. SALT, 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology* 5:285-290.
- RASKIN I., R. D. SMITH, D. E. SALT, 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology* 8:221-226.
- RASKIN, Y., B. D. ENSLEY (eds.), 2000. Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. John Wiley and Sons. Inc. New York.
- REES, W.J., G.H. SIDRAK, 1956. Plant nutrition on fly ash. *Plant and Soil* 8:141-159.
- REEVES, P.G., P. E. JOHNSON, K.L. ROSSOW, 1994. Absorption and organ content of cadmium from the kernels of confectionary sunflowers (*Helianthus annuus*) fed to male rats. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 42:2836-2843.
- RÉKÁSI M., CZINKOTA I., CZANIK P., 2004. A potenciális talajsavanyúság vizsgálata automatikus mérőrendszerrel. *Agrokémia és Talajtan* 53:377-390.
- RIEGER, M., A. MOTISI, 1990. Estimation of root hydraulic conductivity on intact peach and citrus rootstocks. *HortScience* 25:1631-1634.
- RIEGER, M, 1992. Growth, gas exchange, water uptake, and drought response of seedling- and cutting-propagated peach and citrus rootstocks. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 117:834-840.
- ROSS, S.M (ed.). 1994. Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley and Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- ROY, A.K., A. SHARMA, and G. TALUKDER, 1988. Some aspects of aluminum toxicity in plants. *Botanical Review* 54:145-178.
- RULE, J.H., 1994. Use of small plants as trace elements phytomonitors, with emphasis on the common dandelion *Taraxacum officinale*. In: Biogeochemistry of Trace Elements. (Eds.: ADRIANO, D.C., Z. CHEN, Z.-S., S.S. YANG, I.K. ISKANDAR). Sci. Technol. Letters. Nortwood. pp. 627-631.
- SALOMONS, W., V. FÖRSTNER, P. MADER (eds.), 1995. Heavy Metals: Problems and Solutions. Springer-Verlag, Berlin.

- SALT, D.E., M.J. BLAYLOCK, D.B.A. KUMAR, V. DUSHENKOV, B. D. ENSLEY, I. CHET, I. RASKIN, 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants *Environmental Science and Technology* 31:468-474.
- SALT, D.E., I.J. PICKERING, R.C. PRINCE, D. GLEBA, S. DUSCHENKOV, R.D. SMITH, I. RASKIN, 1997. Metal accumulation by aquacultured seedlings of mustard. *Environmental Science and Technology* 31:1636-1644.
- SALT, D.E., R.D. SMITH, I. RASKIN, 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49: 643-668.
- SAVORY, J., M.R. WILLS, 1991. Aluminum. In: *Metals and their Compounds in the Environment. Occurrence, Analysis, and Biological Relevance.* (Ed.: MERIAN, E.). VCH. Weinheim, New York, Basel, Cambridge.
- SCOTTI, I. A., E. LOMBI, G.M. BEONE, 1995. Influenza di materiali naturali sulla assimilabilità di metalli pesanti. *Annali della Facoltà di Agraria. Università Cattolica del Sacro Cuore Milano* 35:69-81.
- SEARCY, K.B., D.L. MULCAHY, 1990. Comparison of the response to aluminum toxicity in gametophyte and sporophyte of four tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) cultivars. *Theoretical and Applied Genetics* 80: 289-295.
- SHETTY, K.G., B.A.D HETRICK, D.A.H FIGGE, A.P. SCHWAB, 1994. Effects of mycorrhizae and other soil microbes on revegetation of heavy metal contaminated mine spoil. *Environmental Pollution* 86:180-188.
- SILVEIRA, M.L.A., L.R.A. ALLEONI, L.R.G. GUILHERME, 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agrícola* 60:793-806.
- SIMON, B., E. MICHÉLI, G. E. VAN SCOYOC, W.W. MCFEE, 2002. Factors affecting soil acidity in Hungary. *Agrokémia és Talajtan* 51:53-62.
- SIMON, L. T. SMALLEY, J.B. JONES, F.T. LASSEIGNE, 1994a. Aluminum toxicity in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.). Part 1. Growth and mineral nutrition. *Journal of Plant Nutrition* 17:293-306.
- SIMON, L., M. RIEGER, S.S. SUNG, T. SMALLEY, 1994b. Aluminum toxicity in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.). Part 2. Leaf gas exchange, chlorophyll content, and invertase activity. *Journal of Plant Nutrition* 17: 307-317.
- SIMON L., 1996. Komposztált szennyvíziszap hatása mezőgazdasági haszonnövények tápelem felvételére és nehézfém akkumulációjára. In: Magyar Hidrológiai Társaság. XIV. Országos Vándorgyűlés. Sopron 1996. május. (Szerk.: DUDINSZKY L-né),, Pro Aqua konferencia kiadvány. II. kötet: 829-847. old.
- SIMON, L., H.W. MARTIN, D.C. ADRIANO, 1996. Chicory (*Cichorium intybus* L.) and dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) as phytoindicators of cadmium contamination. *Water, Air and Soil Pollution* 91:351-362.
- SIMON, L., J. PROKISCH, B. KOVÁCS, 1997. Chicory (*Cichorium intybus*, L.) as bioindicator of heavy metal contamination. In: *Contaminated Soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements.* Paris, France. May 15-19, 1995. (Ed.: PROST, R.). INRA Editions. Paris, France. CD-ROM. \data\communic\066.PDF, Colloque n°85.
- SIMON, L., 1998. Cadmium accumulation and distribution in sunflower plant. *Journal of Plant Nutrition* 21:341-352.
- SIMON, L., J. PROKISCH, B. KOVÁCS, Z. GYÓRI, 1998. Phytoextraction of heavy metals from a galvanic mud contaminated soil. In: *Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240).* Debrecen, 1997. (Ed.: FILEP, GY.) Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 274-286.

- SIMON L. (szerk.), 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, 5. kötet. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest.
- SIMON L., VÁGVÖLGYI S., GYŐRI Z., 1999. Kadmium-akkumuláció napraforgóban. *Agrokémia és Talajtan* 48:99-109.
- SIMON L., SZENTE K., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nitrogéntartalmára, néhány élettani jellemzőjére és hozamára. *Agrokémia és Talajtan* 49:231-246.
- SIMON L., PROKISCH J., GYŐRI Z., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan* 49:247-255.
- SIMON L., 2001a. Effects of natural zeolite and bentonite on the phytoavailability of heavy metals in chicory. In: *Environmental Restoration of Metals Contaminated Soil* (Ed. Iskandar, I.K.). Chapter 13. Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 261-271.
- SIMON, L., 2001b. Heavy metals, sodium and sulphur in urban topsoils and in the indicator plant chicory (*Cichorium intybus* L.). *Acta Agronomica Hungarica* 49:1-13
- SIMON L., 2001c. Heavy metal accumulation from sewage sludge compost amended soil in spring wheat, spring barley, and maize. In: *Pollution and Water Resources*. Vol. XXXII. (1998-2001). (Ed.: HALASI-KUN, G. J., Ass. eds.: SINÓROS-SZABÓ, B.R. LO PINTO, B. MAROSVÖLGYI). Columbia University Seminars. pp. 239-246.
- SIMON, L., M. FODOR, I. PAIS, 2001a. Effects of zirconium on the growth and photosynthetic pigment composition of *Chlorella pyrenoidosa* green algae. *Journal of Plant Nutrition* 47:159-174
- SIMON, L. I., SZEGVÁRI, J. PROKISCH, 2001b. Enhancement of chromium phytoextraction capacity in fodder radish with picolinic acid. *Environmental Geochemistry and Health* 23:313-316.
- SIMON L., W. WENZEL, 2003. Accumulation of nickel and chromium in *Thlaspi goesingense* Hal. In: *Proceedings of the 10th International Trace Element Symposium, July 2002. Budapest. Hungary.* (Ed.: PAIS, I.). Szt. István University Budapest, Hungary. pp.221-240.
- SIMON L., I. SZEGVÁRI, J. CSILLAG, 2003. Impact of picolinic acid on the chromium accumulation in fodder radish and komatsuna. *Plant and Soil* 254: 337-348.
- SIMON L., 2004. Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. BMGE Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár, Budapest.
- SIMON, L., 2005a. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environmental Geochemistry and Health* 27: 289-300
- SIMON, L., 2005b. Can Pseudomonads, rhizobacteria or ethylene enhance the cadmium rhizofiltration of Indian mustard? In: *Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”*. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: SIMON, L.). Continent-Ph. Nyíregyháza. Continent-Ph., Nyíregyháza. pp. 103-108.
- SIMON L. 2005c. Pseudomonas baktériumok szerepe a toxikus kadmium és nikkel rizofiltrációjában. In: „Tudásalapú gazdaság és életminőség”. A „Magyar Tudomány Napja” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Konferencia anyagának bemutatása (2004. november 9-i szekcióülések). (Szerk.: GALÓ M., VASS L-NÉ). Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 21. Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Kuratóriuma. Nyíregyháza. pp. 456-460.
- SIMON L., BIRÓ B., 2005. Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösrózszi bányameddő remediációjában. *Agrokémia és Talajtan* 54:163-176.
- SRIVASTAVA, S., S. PRAKASH, M.M. SRIVASTAVA, 1999. Chromium mobilization and plant availability – the impact of organic complexing ligands. *Plant and Soil* 212:203-208.

- STEFANOVITS P., 1995. Talaj és környezet – A talaj környezeti tompítóképessége. *Agrokémia és Talajtan* 44:279-283.
- STEFANOVITS, P., B. SIMON. E. MICHÉLI, 1998. Tendencies in acidification of soils in Hungary. In: *Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997)*. (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 74-84.
- STEFANOVITS, P., VÁRALLYAY, GY., 1998. Talajsavanyodás okai, következményei és megelőzésének, megszüntetésének lehetőségei. A talajsavanyodásról és meszezésről. *Gyakorlati Agroforum*, IX. évf. 4/M: 3-7.
- STEFANOVITS P., FÜLEKY GY., 2000. Zn- és Cu-adszorpció és -deszorpció a talajok hidrogén-peroxidos roncsolása után. *Agrokémia és Talajtan* 49:163-180.
- STOEWSAND, G.S., J.G. BABISH, J.N. TELFORD, C. BAHM, C.A. BACHE, W.H. GUTENMANN, D.J. LISK., 1986. Response of Japanese quail fed seed meal from sunflowers grown on a municipal sludge-amended soil: elevation of cadmium in tissues. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 17:91-100.
- SUMNER, C., 1997. Using the environment to clean the environment. *Remediation Management*, Third Quarter. pp. 25-32.
- SUMNER, M.E., M.V. FEY, A.D. NOBLE, 1991. Nutrient status and toxicity problems in acid soils. In: *Soil acidity*. (Eds.: ULRICH, B., M.E. SUMNER). Springer-Verlag. New York. 149-182.
- SZABÓ S.A., REGIUSNÉ M.Á., GYÖRI D., SZENTMIHÁLYI S., 1987. Mikroelemek a mezőgazdaságban I. (Esszenciális mikroelemek). *Mezőgazdasági Kiadó*. Budapest.
- SZABÓ S.A., GYÖRI D., REGIUSNÉ M.Á., 1993. Mikroelemek a mezőgazdaságban II. (Stimulatív hatású mikroelemek). *Akadémiai Kiadó és Nyomda*. Budapest.
- SZABÓ S.A., REGIUSNÉ M.Á., GYÖRI D., 1994. Mikroelemek a mezőgazdaságban III. (Toxikus mikroelemek). *Akadémiai Kiadó és Nyomda*. Budapest.
- SZABÓ, L., 1998. Mobility of some micropollutants in a brown forest soil. *Agrokémia és Talajtan* 47:191-196.
- SZABÓ, L., L. FODOR, 1998. Investigation of mobility and availability of some heavy metal in field conditions. In: *Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997)*. (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 132-137.
- SZABÓ L., FODOR L., 2003. Növények toxikuselem-tartalmának változása szabadföldi tartamkísérletben. In: *Mikroelemek a táplálékláncban* (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. pp. 238-251.
- SZEGI J., 1979. Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. *Mezőgazdasági Kiadó*, Budapest.
- SZLÁVIK I., OLÁH J., SZÖNYI, I., 1984. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása. *VIZDOK. VMGT-148*. Budapest.
- SZÜCS M., SZÜCS M.-NÉ, 2001. Néhány nyugat-dunántúli talaj könnyen oldható mikroelem-tartalmának hosszú idő alatt bekövetkezett változása. *Agrokémia és Talajtan* 50:285-293.
- TAKÁCS M., VERMES L., 1997. A nehézfémekkel szennyezett talajok vizsgálata és bioremediációja. *Biokémia*. XXI. évf. 2:68-78.
- TAKÁCS T., BIRÓ B., VÖRÖS I., 2000. Kadmium, nikkel és cink hatása az arbuszkuláris mikorrhiza gombák faji diverzitására. *Agrokémia és Talajtan* 49:465-479.
- TAKÁCS, T., I. VÖRÖS, 2003. Effect of metal-non-adapted AM fungi on Cd, Ni and Zn uptake by ryegrass. *Acta Agronomica Hungarica* 51:347-354.
- TAKÁCS, T., L. RADIMSZKY, T. NÉMETH, 2005. The arbuscular mycorrhizal status of poplar clones selected for phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Zeitschrift für Naturforschung* 60c:357-361.

- TAKI, FINOMSZERKEZETVIZSGÁLÓ LABORATÓRIUM, 1991. Jelentés a technogén területeken és környezetükben lejátszódó talajtani és elem-migrációs folyamatok értékeléséről. MTA TAKI, Budapest. pp.1-13. (kézirat)
- TAMÁS J., FILEP GY., 1995. Nehézfémforgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területeken. *Agrokémia és Talajtan* 44. 419-427.
- TAMÁS J., KOVÁCS E., 2002. Talajremediáció. Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum, Debrecen.
- TAMÁS, J., E. KOVÁCS, 2005. Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at Gyöngyösoroszi, Hungary. *Zeitschrift für Naturforschung* 60c:362-367.
- TAMÁS, J., E. KOVÁCS, E. KOVÁCS, 2005. The use of natural chelation by rhizofiltration for the recovery of heavy metals in the aquatic systems. In: *Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”*. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: SIMON, L.). Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 121-126.
- TAYLOR, G.J., 1988a. The physiology of aluminum tolerance in higher plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19:1179-1194.
- TAYLOR, G.J., 1988b. The physiology of aluminum phytotoxicity. In: *Metal ions in biological systems*. Vol. 24. (Eds.: SIGEL, H. A. SIGEL). Marcel Dekker Inc. New York, Basel. pp. 123-163.
- TEMMINGHOFF, E.J.M., A.C.C. PLETTE, S.E.A.T.M. VAN DER ZEE, W.H. VAN RIEMSDIJK, 1998. availability and mobility of heavy metals in contaminated soils. In: *Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997)*. (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 85-102.
- TERRY N., G. BAÑUELOS (eds.), 2000. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Lewis Publishers. Boca Raton, London, New York, Washington D.C.
- THORNTON, I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas. In: *Soils in the Urban Environment*. (Eds.: BULLOCK, P., P.J. GREGORY). Blackwell Scientific Publications. Oxford. pp. 47-75.
- THYLL Sz. (szerk.), 1996. *Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- TILLER, K.G, 1992. Urban soil contamination in Australia. *Australian Journal of Soil Science* 30:937-957.
- TROUVELOT, A., J. L. KOUGH, V. GIANINAZZI-PEARSON. 1985. Mesure du Taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. In: *Mycorrhizae, physiology and genetics*. (Ed.: Gianinazzi S.,) Proc. 1st Symp. Eur. Mycor., INRA Paris, France. p. 217-221.
- TLUSTOS, P., J. SZÁKOVÁ, Z. FISCHEROVÁ, D. PAVLÍKOVÁ, M. VYSLOUZILOVÁ, J. BALÍK, 2005. A capacity of fast growing trees to remediate contaminated soil. In: *Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”*. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: SIMON, L.). Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 127-132.
- TUBA, Z., ZS. CSINTALAN, 1993. Bioindication of road motor traffic caused heavy metal pollution by lichen transplants. In: *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment* (Ed.: MARKERT, B.). VCH. Weinheim. pp. 329-341.
- TURCSÁNYI, G., ZS. CSINTALAN, M. KOVÁCS, 1992. *Biomonitoring*. Gödöllői Agrártudományi Egyetem (egyetemi jegyzet).
- UJVÁROSI, M., 1973. *Gyomnövények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- URI Z., L. SIMON, 2002a. Heavy metals in sewage sludges from Eastern Hungary. In: *Proceedings of the 10th International Trace Element Symposium*, July 2002, Budapest, Hungary, pp. 334-341.

- URI ZS., SIMON L., 2002b. Különbözőképpen kezelt szennyvíziszapok nehézfém szennyezettségének vizsgálata. Heavy metals in fractions of different municipal sewage sludges. „JUTEKO 2002” „Tessedik Sámuel Jubileumi Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Tudományos Napok, előadás-összefoglalói. Szarvas. 2002. aug. 29-30. p. 40-42.
- URI, ZS., L. SIMON, 2003. Heavy metals in municipal sewage sludges from Eastern Hungary. In: Proceedings of the 10th International Trace Element Symposium. (Ed.: PAIS, I.). July 2002. Budapest, Hungary. pp. 334-341.
- URI ZS., SIMON L., KOVÁCS B., 2003a. Szudánifű nehézfém akkumulációjának vizsgálata szennyvíziszapokkal kezelt talajból. In: Mikroelemek a táplálékláncban. (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 290-300. old.
- URI ZS., L. SIMON, P. KERESZTÚRI, 2003b. Accumulation of heavy metals in rye (*Secale cereale* L.) from municipal sewage sludges. Proceedings of the 5th International Multidisciplinary Conference (Eds.: PETER, D.C., E. MICU, E. PAY, V. TISAN). Serie C, Volume XVII, Baia Mare, Romania, May 23-24, 2003. pp. 529-532.
- URI ZS., L. SIMON, B. KOVÁCS, 2003c. Heavy metal concentration in rye grown in soil treated with three different municipal sewage sludges from Eastern Hungary. Proceedings of the 7 th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Uppsala, Sweden, June 15-19, 2003. pp. 300-301.
- URI ZS., SIMON L., 2005. Települési szennyvíziszapok hatása a takarmánynövények réz és cink akkumulációjára. Acta Agronomica Óváriensis 47: 61-66.
- URI, ZS., Z. GYÖRI, L. SIMON, 2005a. Accumulation of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc from sewage sludges in soil and rye. In: Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. (Ed.: SIMON, L.). October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 49-54.
- URI, ZS., SZ. THYLL, L. SIMON, 2005b. Impact of municipal sewage sludges on heavy metal accumulation in soil and fodder rape. In: Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. (Ed.: SIMON, L.). October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 55-60.
- URI ZS., LUKÁCSNÉ VERES E., KÁTAI J., SIMON L. 2006. Települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroorganizmusaira és enzimaktivitására. Agrokémia és Talajtan 54:439-450.
- VÁGÓ I., LOCH J., GYÖRI Z., 1995. A növények nikkelfelvételének vizsgálata különböző talajokból, tenyészedény-kísérletekben. Agrokémia és Talajtan 44:435-440.
- VAN ASSCHE, F., H. CLIJSTERS, 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. Plant, Cell and Environment 13:195-206.
- VAN DER LELIE, D., J-P SCHWITZGUÉBEL, D. J. GLASS, J. VANGRONSVELD, A. BAKER, 2001. Assessing Phytoremediation's Progress in the United States and Europe. Environmental Science and Technology 35:447-452.
- VANGRONSVELD, J., S.C. CUNNINGHAM (eds.), 1998. Metal-contaminated Soils: *in situ* Inactivation and Phytoremediation. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg.
- VÁRALLYAY, GY., 1989. Soil degradation processes and their control in Hungary. Land Degradation and Rehabilitation 1:171-188.
- VÁRALLYAY, GY., M. RÉDLY, A. MURÁNYI, 1990. Magyarország talajainak érzékenysége savanyodásra. In: “Környezetünk savasodása” Országos Konferencia, Balatonfüred, 1990. nov. 14-15. Környezetgazdálkodási Programiroda. Budapest.
- VÁRALLYAY, GY., M. RÉDLY, A. MURÁNYI, J. SZABÓ, 1993. Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. Agrokémia és Talajtan 42:35-42.

- VÁRALLYAY, GY., 1996. Soil pollution management in Hungary. In: Remediation of soil and groundwater. Opportunities in Eastern Europe. NATO ASI Series, 2. Environment, Vol. 17. Part II. II./5. (Eds.: MCBEAN, E.A., J. BALEK, B. CLEGG). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. pp. 87-112.
- VÁRALLYAY, GY., 1998a. Soil degradation processes and their control in Hungary. In: Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240 Debrecen, 1997). (Ed.: FILEP GY.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. pp. 2-20.
- VÁRALLYAY, GY., 1998b. Bevezetés (előzmények). A talajsavanyodásról és meszezésről. Gyakorlati Agrofórum IX. évf. 4/M:1-2.
- VÁRALLYAY, GY., 2000. Risk assessment and prevention of soil degradation processes in Hungary. In: Foresight and Precaution. (Eds.: COTTAM, M.P., D.W. HARVEY, R.P. PAPE, J. TAIT). A.A. Balkema. Rotterdam, Brookfield. pp. 563-567.
- VÁRALLYAY, GY., 2003. Az országos talajvédelmi stratégia alapelvei az agrár-környezetgazdálkodás rendszerében. Acta Geographica Debrecina 2001/2002. XXXVI:225-235.
- VÁRALLYAY GY., 2004a. A talajdegradáció, mint környezeti stressz. In: Környezetminőség életminőség. Tudományos Ülés. Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum (Szerk.: JÁVOR A., TAMÁS J.). Debrecen. pp. 21-31.
- VÁRALLYAY, GY., 2004b. Degradation processes of soils - a global overview. In: Pollution Processes in Agri-environment. Chapter 6. (Eds.: LÁNG, I., M. JOLÁNKAI, T. KÖMÍVES). pp. 91-112.
- VÁRALLYAY GY., 2005a. Talajvédelmi stratégia az EU-ban és Magyarországon. Agrokémia és Talajtan 54:203-216.
- VÁRALLYAY, GY. 2005b. Soil multifunctionality as a key issue in sustainable development. In: Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: SIMON, L.). Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 61-66.
- VERMES, L., 1987. Heavy metals concerning sewage sludge and land application. In: Proceedings of the 2nd International Trace Element Symposium, Budapest, June 1986. (Ed.: PAIS, I.). University of Horticulture and Food Industry. Budapest. p.165-185.
- VERMES, L., P. MARTH, 1993. Cadmium levels of soil, plants and tobacco in Pest County, Hungary. Agrokémia és Talajtan 42:109-115.
- VERMES L., PETHŐ E., PETRASOVITS I., CSEKŐ G., MARTH P., 1993. A kadmium előfordulásának vizsgálata Pest megyében. Agrokémia és Talajtan 42:229-244.
- VERMES L., 1994. A talajszennyezés néhány kérdése. Talajvédelem 2:86-93.
- VERMES L., 1995. A talajszennyezettség megelőzésének, illetve felszámolásának jelentősége és lehetőségei. Agrokémia és Talajtan 44:293-298.
- VERMES L., KÁLMÁN T-NÉ, HORVÁTH ZS., MÓDI M., 1996. Természeti erőforrások menedzsmentje-Talajvédelem. In: Környezetmenedzserek Kézikönyvtára Sorozat, XV. kötet (Sorozat szerk.: RÉDEY Á., KOVÁTS D., TAMASKA L., kötet szerk.: VERMES, L.). Veszprémi Egyetem. Környezetmérnöki és Kémiai Technológiai Tanszék. EU-PHARE.
- VERMES, L., I. KÁDÁR, 2002. Effects of brown coal application on heavy metal uptake by plants. Agrokémia és Talajtan 51. 211-218.
- VERMES L., 2003. Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Kertészettudományi Kar Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest
- VERMES L., 2005. Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. (3. kiadás). Mezőgazda Kiadó, Budapest.

- VERNET J.-P., 1991. Heavy Metals in the Environment. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, London, New York, Tokyo.
- VINCZE, G., J. VALLNER, S., BALÁZSY, A. BALOGH, F. KISS, 1994. Investigation of chromium (VI) tolerant bacteria. *Acta Biologica Hungarica* 45:17-25.
- VINCZE GY., SIMON L., 2003. Nehézfém-szennyeződés hatása a levélcikória enzimeinek aktivitására. In: *Mikroelemek a táplálékláncban.* (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 301-314. old.
- VÖRÖS I., SZEGI J., 1991. A rekultiváció során spontán betelepült endomikorrhiza gombaflóra tanulmányozása a visontai hányóföldeken. *Agrokémia és Talajtan* 40:431-442.
- VÖRÖS, I., B. BIRÓ, T. TAKÁCS, K. KÖVES-PÉCHY, K. BUJTÁS, 1998. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal toxicity to trifolium pratense in soils contaminated with Cd, Zn and Ni salts. *Agrokémia és Talajtan* 47:277-288.
- WAGATSUMA, T., 1984. Characteristics of upward translocation of aluminum in plants. *Soil Science and Plant Nutrition* 30:345-358.
- WAGATSUMA, T., Y. EZOE, 1985. Effect of pH on ionic species of aluminum in medium and on aluminum toxicity under solution culture. *Soil Science and Plant Nutrition* 31:547-561.
- WATANABE, M. E., 1997. Phytoremediation on the brink of commercialisation. *Environmental Science and Technology* 31: 182-186.
- WEI, Y.J., Y.S. LIU, 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere* 59:1257-1265.
- WENZEL, W.W., F. JOCKWER, 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution* 104:145-155.
- WENZEL, W.W., D.C. ADRIANO, D. SALT, R. SMITH, 1999. Phytoremediation: a plant-microbe based remediation system. In: *Bioremediation of Contaminated Soils.* (Eds.: ADRIANO D. C., J.-M. BOLLAG, W. T. FRANKENBERGER Jr., R.C. SIMS). Agronomy Monograph no. 37. ASA, CSSA, SSSA. Madison, Wisconsin. USA. pp. 457-508.
- WHEELER, D.M., D.C. EDMEADES, R.A. CHRISTIE, J. PUTTERILL, R. GARDNER, 1992a. Effect of aluminum and pH on relative yield and plant chemical concentrations of 7 dicotyledonous species grown in solution culture at low ionic strength. *Journal of Plant Nutrition* 15:419-433.
- WHEELER, D.M., D.C. EDMEADES, R.A. CHRISTIE, GARDNER, 1992b. Effect of aluminum on the growth of 34 plant-species – a summary of results obtained in low ionic-strength solution culture source. *Plant and Soil* 146: 61-66.
- WRIGHT, R.J., 1989. Soil aluminum toxicity and plant growth. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 20:1479-1497.
- XU, D.-P., S. S. SUNG, C. C. BLACK, 1989. Sucrose metabolism in lima bean seeds. *Plant Physiology* 89:1106-1116.
- YARON, B., R. CALVET, R. PROST, 1996. *Soil Pollution (Processes and Dynamics).* Springer Verlag. Berlin-Heidelberg.
- YLÄRANTA, T., 1995. Effect of road traffic on heavy metal concentrations of plants. *Agricultural and Food Science in Finland* 4: 35-48.
- ZSIGRAI GY., 1995a. A tartós műtrágyahasználat hatása egy csernozjom talaj néhány kémiai tulajdonságára. *Agrokémia és Talajtan* 44. 337-346.
- ZSIGRAI, GY., 1995b. A tartós műtrágyázás hatása egy mélyben szolonyeces csernozjom talaj elsavanyodására. *Növénytermelés* 44:161-170.

ZSOLDOS, P., A. VASHEGYI, L. BONA, A. PECSVARADI, Z. SZEGLETES, 2000. Growth and potassium transport in winter wheat and durum wheat as affected by various aluminum exposure times. Journal of Plant Nutrition 23:913-926.

ZSOLDOS, P., A. VASHEGYI, A. PECSVARADI, L. BONA, 2001. Growth and potassium transport in common and durum wheat as affected by aluminum and nitrite stress. Journal of Plant Nutrition 24: 345-356.

ZSUPOSNÉ OLÁH Á., 1993. Savanyú talajok javításának hatása a mikrobiális folyamatokra és az ásványi összetételre. Kandidátusi értekezés. Debrecen.

10/2000 (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM EGYÜTTES RENDELET a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.

17/1999. (VI. 16.) EÜM RENDELET az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről.

219/2004. (VII.21) KORMÁNYRENDELET a felszín alatti vizek védelméről.

50/2001 (IV.3.) KORMÁNYRENDELET a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól.

8. MELLÉKLETEK

Mellékletek

I. melléklet: A fém hiperakkumuláció mennyiségi kritériumai és a hiperakkumulációra képes növényfajok családjai [összeállítva BAKER és mtsai, 1994; BROOKS, 1998; RASKIN és ENSLEY, 2000; TERRY és BAÑUELOS, 2000 valamint McGRATH és mtsai, 2002 nyomán].

Nehézfém	Mennyiségi kritérium (% a levél szárazanyagban)	Növények száma	Család
Kadmium (Cd)	>0,01	1	<i>Brassicaceae</i>
Kobalt (Co)	>0,1	28	<i>Scrophulariaceae, Asteraceae, Lamiaceae, Fabaceae</i>
Réz (Cu)	>0,1	37	<i>Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scrophulariaceae, Caryophyllaceae, Asteraceae</i>
Mangán (Mn)	>1,0	11	<i>Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae</i>
Nikkel (Ni)	>0,1	318	<i>Brassicaceae, Cunoniaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Violaceae, Buxaceae, Asteraceae, Rubiaceae, Sapotaceae stb.</i>
Szelén (Se)	>0,1	19	<i>Fabaceae, Lecythidaceae</i>
Tallium (Tl)	>0,1	1	<i>Brassicaceae</i>
Cink (Zn)	>1,0	16	<i>Brassicaceae, Violaceae</i>
Ólom (Pb)*	>0,1	14	<i>Brassicaceae, Poaceae</i>

*Egyes szerzők megkérdőjelezzik ólom hiperakkumulátor növények létezését.

Mellékletek

II. melléklet: Szennyezett terület növénytakarójának létesítésével kapcsolatos problémák és azok megoldásai [WENZEL és ADRIANO, 1999] nyomán.

Kategória	Tulajdonságok	Probléma	Javasolt kezelés
Fizikai állapot	textúra	durva	szerves anyag, finom szemcsés anyag kijuttatása
		finom	szerves anyag kijuttatása
	struktúra	tömör	lazítás, aprítás
		laza	tömörítés
	stabilitás	nem stabil	stabilizáló anyag kijuttatása
Tápanyag-gazdálkodás	vízgazdálkodás	nedves	nedvesség elvezetése,
		száraz	öntözés, takarás
	nitrogén	hiány	trágyázás, N-kötés elősegítése
	többi makroelem	hiány	trágyázás, meszezés
	mikroelemek	hiány	trágyázás
Toxicitás	pH	alacsony	meszezés
		magas	szerves anyag, pirittartalmú melléktermék kijuttatás
	sótartalom	nagy	toleráns növények, öntözés
	fémek, félfémek	sok/mobilis	toleráns növények, szerves anyag, pH és redoxállapot beállítása
	szerves szennyező anyagok	sok	toleráns növények, szerves anyag

III. melléklet: A tenyészedényes kísérletekhez alkalmazott, a Nyíregyházi Főiskola Rákóczi úti bemutatókertjéből származó barna erdőtalaj alapjellemezője.

Paraméter	Mértékegység	Eredmények	Vizsgálati szabvány
pH(H ₂ O)	[-]	7,66	MSZ-08-0206-2:1978
Összes karbonáttartalom, CaCO ₃	m/m%	5,9	MSZ-08-0206-2:1978
Összes vízzoldható sótartalom	m/m%	0,03	MSZ-08-0206-2:1978
Felvehető tápanyagtartalom			MSZ-20135:1999
NO ₃ +NO ₂	mg kg ⁻¹	46,2	
P ₂ O ₅	mg kg ⁻¹	1396	
K ₂ O	mg kg ⁻¹	725	
Mg	mg kg ⁻¹	295	
Na	mg kg ⁻¹	40,8	
Zn	mg kg ⁻¹	16,7	
Cu	mg kg ⁻¹	2,82	
Mn	mg kg ⁻¹	40,6	

A méréseket az SGS Hungária Kft. (Nyíregyházi Kirendeltség) laboratóriuma végezte 2002-ben.
n=3.

IV. melléklet: A nyíregyházi kommunális szennyvíziszap komposzt néhány jellemzője.

Paraméter	Mértékegység	Eredmények
Térfogattömeg*	g cm^{-3}	1,03
Térfogattömeg**	g cm^{-3}	0,69
Szárazanyag-tartalom	%	55-60
Szervesanyag-tartalom	%	12,3
Izzítási veszteség	%	48,2
Szerves oldószer extrakt	mg kg^{-1}	2450
Hidrolitos aciditás		15,8
pH(H ₂ O)		6,11
pH(KCl)		5,95
Vízoldható összes só	%	0,58
Összes-N	% (sz.a.)	3,4
NO ₃ +NO ₂ -N	mg kg^{-1}	735
NH ₄ -N	mg kg^{-1}	60

*eredeti nedvességtartalomra számítva. **légszáraz tömegre számítva. Hajdú-Bihar megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás eredményei (Debrecen, 1997), n=3.

V. melléklet: A pallagi humuszos homoktalaj néhány alapjellemzője.

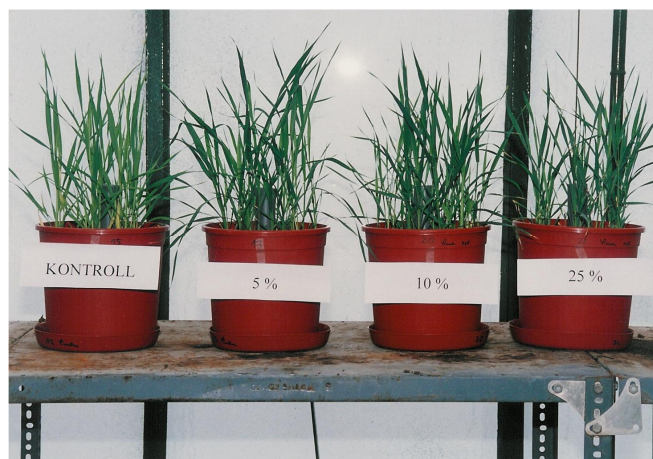
Paraméter	Mértékegység	Eredmény
pH(KCl)	[-]	7,47
Kötöttség (K_A)	[-]	25
Vízoldható összes só	%	<0,02
CaCO ₃	%	1,5
Humusz	%	1,12
NO ₃ +NO ₂ -N	mg kg ⁻¹	2,9
NH ₄ -N	mg kg ⁻¹	<1
P ₂ O ₅	mg kg ⁻¹	468
K ₂ O	mg kg ⁻¹	352
Mg*	mg kg ⁻¹	37
Na*	mg kg ⁻¹	15
Zn*	mg kg ⁻¹	4,6
Cu*	mg kg ⁻¹	35
Mn*	mg kg ⁻¹	106

Hajdú-Bihar megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi
Állomás eredményei (Debrecen, 2000), n=3. *Oldható
tápelemtartalom MSZ-20135, 1999 szerint.

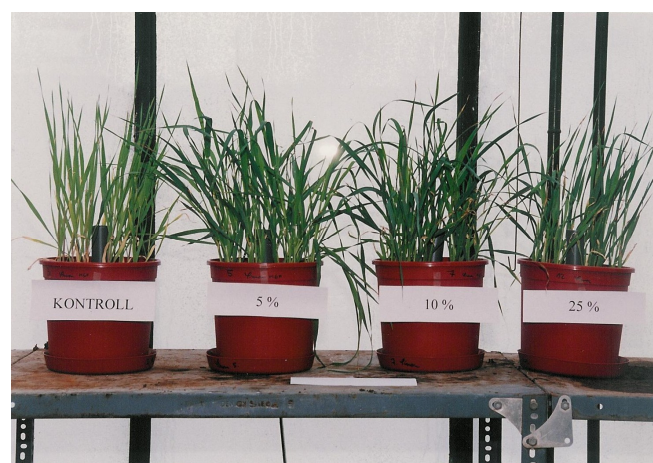
9. FOTÓK



1. fotó: Kadmiumakkumulációt vizsgáló tenyészedényes kísérlet napraforgóval (Nyíregyháza, 1995).



2. fotó: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt hatását vizsgáló tenyészedényes kísérlet tavaszi búzával (Nyíregyháza, 1995).



3. fotó: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt hatását vizsgáló tenyészedényes kísérlet tavaszi árpával (Nyíregyháza, 1995).



4. fotó: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt hatását vizsgáló tenyészedényes kísérlet kukoricával (Nyíregyháza, 1995).



5. fotó: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt hatását vizsgáló szabadföldi kísérlet kukoricával (Nyíregyháza, 1997).



6. fotó: Levélcikória tenyészedényben és erkélyládában az aktív monitoring vizsgálatokhoz (Nyíregyháza, 1994).



7. fotó: A passzív monitoring során begyűjtött mezei katáng (Nyíregyháza, 1996; Újvárosi, 1973 nyomán).



8. fotó: Galvániszappal szennyezett talajú konyhakert az Elekterfém korábbi telephelye mellett (Nyíregyháza, Vasgyár utca, 1995).



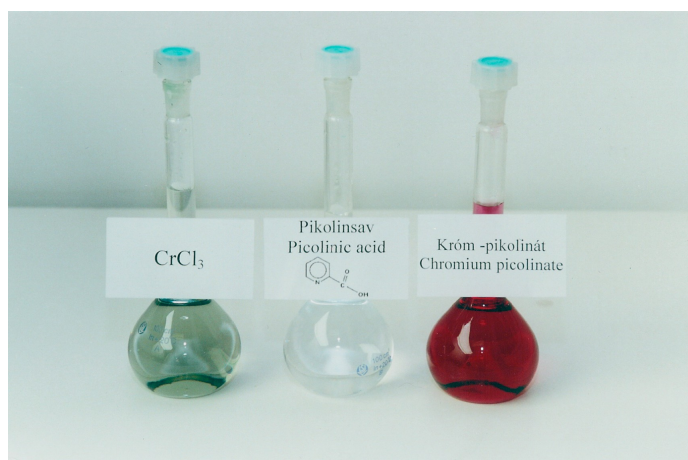
9. fotó: Kontroll, galvániszappal szennyezett és Cd-mal mesterségesen elszennyezett talajon nevelt levélcikória (Nyíregyháza, 1997).



10. fotó: Növekvő mennyiségű települési szennyvíziszap komposztot tartalmazó talajon nevelt levélcikória (Nyíregyháza, 1994).



11. fotó: Nehézfém fitoextrakciós kísérlet takarmányretekkel (Nyíregyháza, 1997).



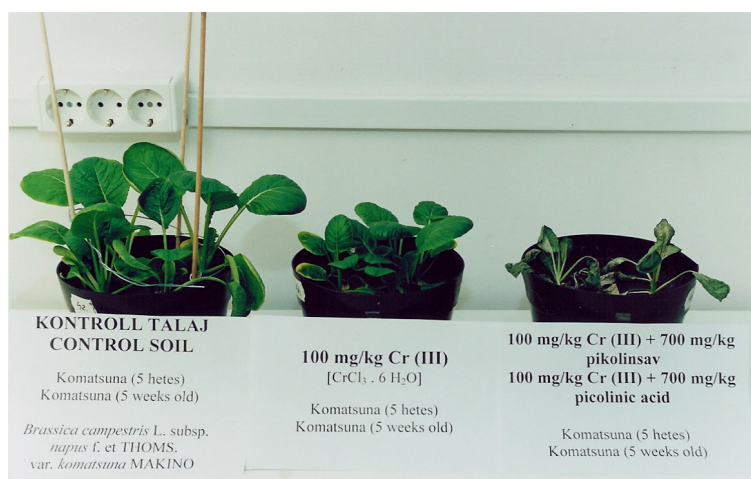
12. fotó: Króm(III)-klorid, pikolinsav és króm(III)-pikolinát.



13. fotó: Nehézfémekkel szennyezett konyhakert Kállósejében egy korábbi bútorgyártó üzem mellett (1999).



14. fotó: Szennyvízülepítő Kunszentmártonban, ahonnan a krómmal szennyezett bőrgyári szennyvíz üledék származott (1999, dr. Lakatos Gyula fotója).



15. fotó: Tenyészedényes kísérlet a króm pikolinsavval történő mobilizálásának vizsgálatára. A pikolinsav kijuttatás után 3 nappal a komatsuna teszt növény a felvett krómtól elpusztult (jobbra) (Nyíregyháza, 2000).



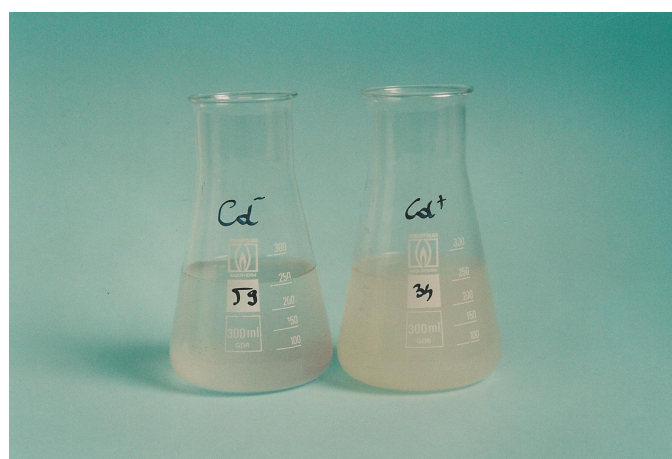
16. ábra: Nikkel, cink és kadmium hiperakkumulációjára képes osztrák tarsóka és a nikkelen, krómban gazdag szerpentintalaj az osztrák Alpokáján.



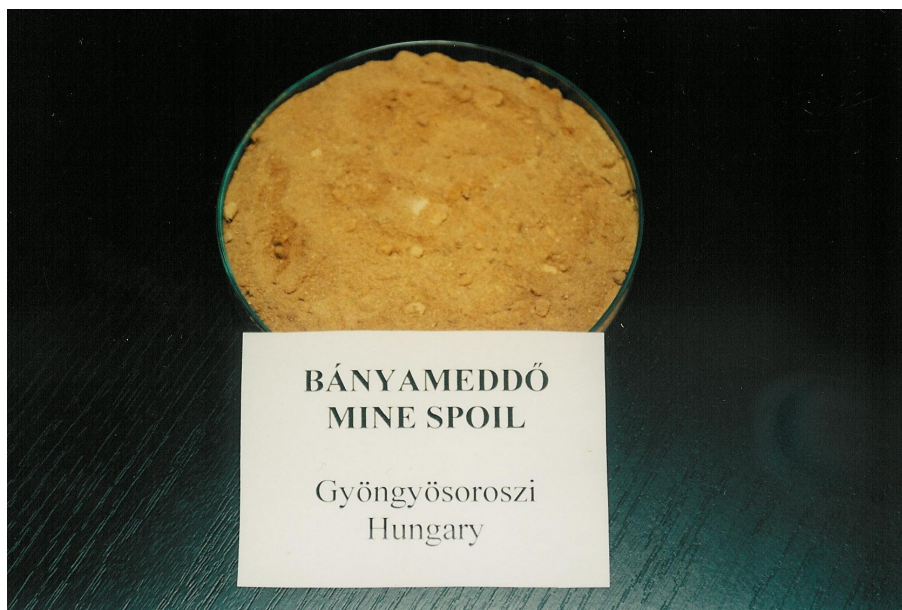
17. fotó: Osztrák tarsóka a tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2001).



18. fotó: Rizofiltrációs kísérlet sütőtökkel, napraforgóval és szareptai mustárral (Nyíregyháza, 2002, 2003).



19. fotó: *Pseudomonas* baktérium szuszpenziók a rizofiltrációs kísérlethez (Nyíregyháza, 2004).



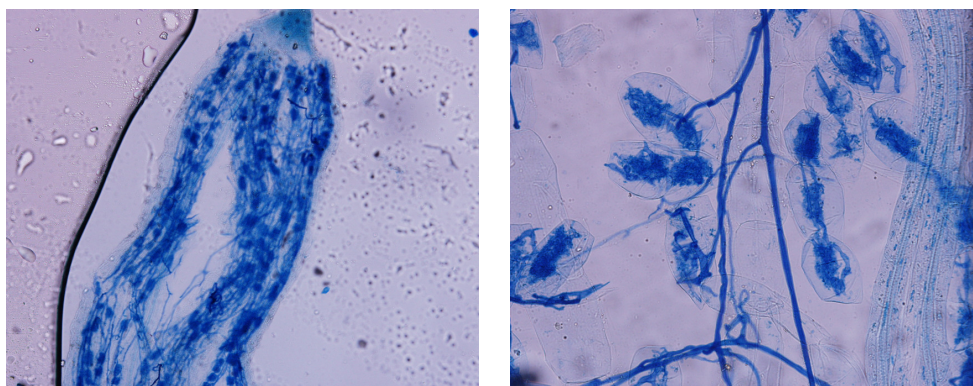
20. fotó: A gyöngyösesroszi bányameddő
(a fenti fotót dr. Tamás János készítette, 2001).



21. fotó: A fitostabilizációs kísérlethez felhasznált települési szennyvíziszap komposzt és természetes zeolit (Nyíregyháza, 2001).



22. fotó: *Glomus intraradices* oltóanyag (balra fenn), és az oltóanyag 2 hetes vörös csenkesz alá történő rétegzése (Nyíregyháza, 2002).



23. fotó: Vörös csenkesz gyökereinek kolonizációja *Glomus intraradices* arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal és az arbuszkulumok (Budapest, 2002, dr. Biró Borbála fotói).



24. fotó: Stabilizált bányameddőn nevelt vörös csenkesz a 3. vágás előtt, balra hátul a mini-liziméter a bányameddőn átszüremlött víz (infiltrátum) mintázásához (Nyíregyháza, 2002).